

L
71
656
inols

AQUILA

A MAGYAR MADÁRTANI INTÉZET

(AZ ORSZ. KÖRNYEZET- ÉS TERMÉSZETVÉDELMI HIVATAL
MADÁRTANI INTÉZETE)

ÉVKÖNYVE

ANNALES INSTITUTI ORNITHOLOGICI HUNGARICI

1980

MEGINDÍTOTTA
HERMAN OTTÓ

FUNDAVIT
O. HERMAN

SZERKESZTI
STERBETZ
ISTVÁN

EDITOR
I. STERBETZ



LXXXVII. ÉVFOLYAM. TOM. 87

VOLUME: 87

BUDAPEST, 1981

AQUILA

AQUILA

A MAGYAR MADÁRTANI INTÉZET

(AZ ORSZ. KÖRNYEZET- ÉS TERMÉSZETVÉDELMI HIVATAL
MADÁRTANI INTÉZETE)

ÉVKÖNYVE

ANNALES INSTITUTI ORNITHOLOGICI HUNGARICI

1980

MEGINDÍTOTTA
HERMAN OTTÓ

FUNDAVIT
O. HERMAN

SZERKESZTI
STERBETZ
ISTVÁN

EDITOR
I. STERBETZ



LXXXVII. ÉVFOLYAM. TOM: 87

BUDAPEST, 1981

VOLUME: 87

Kérjük Szerzőinket, hogy közleményeiket írógéppel, két példányban, jó minőségű papírra írva, az alábbi formában szíveskedjenek az Aquila szerkesztőjének küldeni:

Bal oldalon 5 cm-es margó, 60 betűhelyes sorok, 2-es sortávolság és oldalanként 30 sor terjedelem. A táblázatokat ne a szöveg közé, hanem külön oldalra, címfelirattal ellátva készítsék. Forrásmunkák idézésénél az Aquilában rendszeresített forma az irányadó. Újragépeltetés esetén a költségek a szerzőt terhelik. Kérjük a közlemények végén a szerző irányítószámát postacímének feltüntetését. Lapzárta június 30.

A szerkesztő

TARTALOMJEGYZÉK

<i>Balogh Gy.</i> : Fekete gólya (<i>Ciconia nigra</i>) fészkelése Leninváros környékén	141
<i>Dr. Doncev, S.</i> : Egyes délebbi madárfajok új előfordulási pontjai Bulgáriában	29
<i>Györgypál Z.</i> : Adatok a bajsos sármány (<i>Emberiza cia</i>) életmódjához	78
<i>Györgypál Z.</i> – <i>Haraszthy L.</i> : Cserregő nádiposzáta (<i>A. scirpaceus</i>) és énekes nádiposzáta (<i>A. palustris</i>) talpméreteinek összehasonlító vizsgálata	127
<i>Haraszthy L.</i> : Adatok a Hortobágyon 1973-ban költő kékvéresék mennyiségi viszonyaihoz és költésbiológiájához	121
<i>Haraszthy L.</i> : vide: Györgypál Z.	125
<i>Homoki-Nagy I.</i> : A Börzsöny Tájvédelmi Körzet madárvilága az 1968 – 1978 közötti időszak megfigyelései alapján	23
<i>Dr. Jánossy D.</i> : Plio-pleistocén madármaradványok a Kárpát-medencéből. VI.	22
<i>Dr. Keve A.</i> : A díszfák szerepe Budapest madáréletében	115
<i>Dr. Keve A.</i> : Adat a kis kócsag (<i>Egretta garzetta</i>) lábszínezetéhez	141
<i>Dr. Kovács G.</i> : Téli énekesek vizsgálata a Hortobágy és Bihar szikesein	69
<i>Dr. Legány A.</i> : A tiszavasvári Fehér-szik madárvilágának ökológiája	95
<i>Dr. Rékási J.</i> : Cönológiai és ökológiai vizsgálatok út menti eperfák madarain	79
<i>Schmidt E.</i> : Külföldi gyűrűs madarak kézre kerülései – XXXII. gyűrűzési jelentés	137
<i>Schmidt E.</i> : A Madártani Intézet madárjelölései – XXXI. gyűrűzési jelentés	131
<i>Dr. Sterbetz I.</i> : Monogám, poligám és pár nélküli tűzokpopulációk szaporodási magatartásának összehasonlító vizsgálata Délkelet-Magyarországon	47
<i>Dr. Sterbetz I.</i> : A vörösnyakú lúd (<i>Branta ruficollis</i>) 1978 – 79. évi előfordulásai Kardoskúton	141
Rövid közlemények	141
Könyvismertetés	143
In memoriam	145
Index alphabeticus avium	149

NHALT—CONTENTS

<i>Balogh Gy.</i> : Nesting of the black stork (<i>Ciconia nigra</i>) in the environs Leninváros	141
<i>Doncev, S.</i> : New habitats of some bird species of southern origin in Bulgaria	29
<i>Györgypál Z.</i> : Contributions to the etiology of the rock bunting (<i>Emberiza cia</i>)	71
<i>Györgypál Z.</i> — <i>Haraszthy L.</i> : Vergleichende Untersuchungen der Fusssohlenmasse der Teichrohrsänger (<i>Acrocephalus scirpaceus</i>) und der Sumpfrohrsänger (<i>Acrocephalus palustris</i>)	123
<i>Haraszthy L.</i> : Contributions to the quantity conditions and hatching biology of red-footed falcons hatching in the Hortobágy 1973	117
<i>Haraszthy L.</i> : vide: Györgypál Z.	123
<i>Homoki-Nagy I.</i> : Die Vogelwelt des Landschaftschutzgebiets Börzsöny	23
<i>Dr. Jánossy D.</i> : Plio-pleistocene Bird Remains from the Carpathian Basin VI.	9
<i>Dr. Keve A.</i> : Die Rolle der Zierbäumen im Vogelleben von Budapest	111
<i>Dr. Keve A.</i> : Data on the foot colouring of the little egret (<i>Egretta gazetta</i>)	141
<i>Dr. Kovács G.</i> : Forschungen über die auf den Salzböden von Hortobágy und Bihar lebenden Wintersingvögel	49
<i>Dr. Legány A.</i> : Ökologie der Vogelwelt des Fehér Szik's bei Tiszavasvári	95
<i>Dr. Rékási J.</i> : Cenological and ecological investigations on birds of road-side mulberry-trees	93
<i>Schmidt E.</i> : Record of birds ringed abroad — 32. Report on Bird-Banding	137
<i>Schmidt E.</i> : Bird-Banding of the Hungarian Ornithological Institute — 31. Report on Bird-Banding	131
<i>Dr. Sterbetz I.</i> : Comparative investigations into the reproduction behaviour of monogamous, polygamous and unmated great bustard populations in South-Eastern Hungary	32
<i>Dr. Sterbetz I.</i> : Occurrences of the red-breasted goose (<i>Branta ruficollis</i>) at Kardoskút in 1978 — 79	141
Short reports	141
Buchbesprechungen	143
In memoriam	145
Index alphabeticus avium	149

ÁBRÁK JEGYZÉKE — VERZEICHNIS DER ABBILDUNGEN — LIST OF ILLUSTRATION

1. Plio-Pleistocene Bird Remains from the Carpathian Basin — Plio-pleisztocén madármaradványok a Kárpát-medencében
2. Characteristic biotope for *Petronia* 29. 6. 1973. near the town of Kardzali — *Petronia petronia* jellegzetes biotópja Kardzali környékén, 1973. 6. 29-én (Fotó: S. Doncev)
3. Nest of *Petronia petronia* in a crack of rheolite tudt 29. 6. 1973. near the town of Kardzali — *Petronia petronia* fészkelőhelye 1973. 6. 29-én Kardzali környékén (Fotó: S. Doncev)
4. Great bustard cock marking his rutting preserve by fluttering it at Csabacsüd in March 1977. — Dürgőrevirjét röpülve kijelölő tűzokkakas Csabacsüdon, 1977. márciusban (Fotó: Dr. I. Sterbetz)
5. Old great bustard cock standing on right margin of picture tolerates non-commanding males inside his rutting preserve — A kép jobb szélén álló öreg tűzokkakas dűrgőrevirjén belül megtűri a nem imponáló hímeket is (Fotó: Dr. I. Sterbetz)
6. At time of rutting cockerels are roaming in a feeding community — Dürgés idején a fiatal kakasok táplálkozó közösségben kóborolnak (Fotó: Dr. I. Sterbetz)
7. On its 200×300 m enclosure three-year-old semi-wild great bustard cock was excited to rutting by alarming closeness of observers — 200×300 m-es elkerített élőhelyén a hároméves, félvad tűzokkakast dürgésre ingerelte a megfigyelők nyugtalanító közelsége (Fotó: Dr. I. Sterbetz)
8. Location of populations examined — A vizsgált populációk előfordulása
9. Mean values of population pattern (%) — A populációstruktúra átlagértékei (%)
10. Schneeammer — Hósármány. Hortobágy-Kunmadaras 28. 10. 1978. (Fotó: Dr. G. Kovács)
11. Futterplätze — Táplálkozási területek,
1. *Eremophila alpestris*, 2. *Plectrophaenax nivalis*, 3. *Carduelis flavirostris*, 4. *Calcarius lapponicus*, I. *Artemisio-Festucetum pseudovinae*, II. *Camphorosmetum annuae*, III. *Puccinellietum limosae artemisietum*, IV. *Pholiuro-Plantaginetum tenuiflorae*, V. *Eleochareto-Agrostidetum albae*, VI. *Alopecuretum pratensis*, *Beckmannietum eruciformis*
12. Territories of the Rock Bunting pairs — A bajszössármány-párok territóriumai
13. Main moving places at the time of nest-building — Fő mozgási helyek a fészeképítés idején
14. Most frequented ways of movement for the male — A hím leggyakoribb mozgási útvonalai
15. Most frequented ways of the feeding parents — Az etető szülők fő útvonalai
16. A Fehér-szik vegetációs viszonyainak vázlata (1976. évi állapot)
17. A különböző erdők adatai alapján szerkesztett és azokra jellemző dominanciagörbe
18. A Fehér-szik 1975 – 76. évi adatai alapján szerkesztett dominanciagörbe
19. A fészkelő párok megoszlása 1975-ben a Fehér-sziken
20. A fészkelő párok megoszlása 1976-ban a Fehér-sziken
21. Faj- és egyedszámváltozások az 1975. és 1976. évben a Fehér-sziken
22. A biomassa értékének változásai az 1975. és 1976. évben a Fehér-sziken
23. Die Häufigkeit (in %) der Grösse der c-Wert in mm — A c-érték gyakorisága mm-ben (%)
24. Die Häufigkeit (in %) der Grösse der d-Wert in mm — A d-érték gyakorisága mm-ben (%)

**PLIO - PLEISTOCENE BIRD REMAINS FROM
THE CARPATHIAN BASIN VI.
SYSTEMATICAL AND GEOGRAPHICAL CATALOGUE**

Dr. Dénes Jánossy

National Museum, Budapest

Considering the fact that the revision of the fossil bird material of the Carpathian Basin appeared in five different papers (Aquila, Vol. 82. 1976; Vol. 83. 1976; Vol. 84. 1977; Vol. 85. 1979; Vol. 86. 1980) it seemed to be not unnecessary to give the whole list of the described viz. enumerated systematical unites in a systematical-stratigraphical table, as well as the geographical map of the localities, which follows below.

I tried to give in this list a possibly up-to-date complete enumeration, with the addenda and corrigenda of the former published material and the newly determined remains up to 1979. It may be found in the footnotes the literary citations and some remarks in special cases too. Extinct formes are marked with a cross. For a better orientation I give at the end a geographical map of the Carpathian Basin with the exact places of the localities.

Table 1.

1. táblázat

Geological distribution of the fossil bird remains, younger than Miocene, identified hitherto in the Carpathian Basin

Miocénnél fiatalabb fosszilis madármaradványok geológiai eloszlása a Kárpát-medencében

Taxonomical designation	Pliocene		Pleistocene			Holocene
	Lower Alsó	Upper Felső	Lower Alsó	Middle Középső	Upper Felső	
<i>Gaviiformes</i>						
<i>Gavia stellata</i> ¹⁰
<i>Gavia arctica</i> ³¹
<i>Podicipediformes</i>						
<i>Podiceps</i> cf. <i>nigricollis</i> ^{1, 2}
<i>Podiceps auritus</i> ³¹
<i>Podiceps ruficollis</i> ⁹
<i>Podiceps eristatus</i> ⁹
<i>Pelecaniformes</i>						
<i>Pelecanus</i> cf. <i>onocrotalus</i> ^{9, 20}
<i>Pelecanus</i> sp. ¹⁰
<i>Phalacrocorax carbo</i> ⁹
<i>Ciconiiformes</i>						
<i>Pelargosteon tothi</i> ²
<i>Ciconia ciconia</i> ⁹
<i>Ciconia nigra</i> ⁹
<i>Ardea cinerea</i> ^{1, 9, 20}
<i>Ardea</i> cf. <i>purpurea</i> ⁹
<i>Egretta alba</i> ⁹
<i>Anseriformes</i>						
<i>Cygnanser esakvarensis</i> ^{1, 3}
<i>Cygnus olor</i> ^{9, 10}
<i>Anser</i> cf. <i>anser</i> ^{1, 3, 11, 30}
<i>Anser</i> cf. <i>fabalis</i> ^{1, 3}
<i>Anser</i> cf. <i>albifrons</i> ^{1, 3, 9}
<i>Anas albae</i> ³⁰
<i>Anas submajor</i> ³⁰
<i>Anas platyrhynchos</i> ^{1, 3, 9}
<i>Anas penelope</i> ^{1, 3, 30}

Table 1. (continuation)

Taxonomical designation	Pliocene		Pleistocene			Holocene
	Lower Alsó	Upper Felső	Lower Alsó	Middle Középső	Upper Felső	
<i>Anas acuta</i> ^{1, 3, 30}	■	■	■
<i>Anas querquedula</i> ^{1, 3, 9, 30}	■	■	■
<i>Anas crecca</i> ^{1, 3, 9, 30}	■	■	■
<i>Anas clypeata</i> ^{1, 3, 30}	■	■	■
<i>Anas strepera</i> ^{1, 3}	■	■	■
+ <i>Mergus connectens</i> ³⁰	■	■	■
<i>Mergus merganser</i> ^{1, 10}	■	■	■
<i>Mergus serrator</i> ¹⁰	■	■	■
<i>Mergus albellus</i> ¹	■	■	■
<i>Oidemia nigra</i> ¹	■	■	■
<i>Aythya ferina</i> ^{1, 3, 9}	■	■	■
<i>Aythya fuligula</i> ^{1, 9}	■	■	■
<i>Aythya nyroca</i> ^{1, 3, 30}	■	■	■
<i>Bucephala clangula</i> ³⁰	■	■	■
<i>Tadorna sp.</i> ^{20, 30}	■	■	■
<i>Tadorna cf. ferruginea</i> ¹²	■	■	■
<i>Branta ruficollis</i> ¹	■	■	■
<i>Falconiformes</i>						
<i>Gypaëtus barbatus</i> ^{1, 3, 8}	■	■	■
+ <i>Gyps melitensis</i> ⁸	■	■	■
<i>Gyps fulvus</i> ^{8, 10}	■	■	■
<i>Aegypius monachus</i> ^{3, 8, 9}	■	■	■
<i>Aquila chrysaëtus</i> ^{3, 8, 9, 14}	■	■	■
<i>Aquila heliaca</i> ^{8, 12}	■	■	■
<i>Aquila aff. pomarina</i> ^{8, 13}	■	■	■
<i>Haliaëtus albicilla</i> ^{1, 3, 8, 9, 14, 20}	■	■	■
+ <i>Milvus brachypterus</i> ⁸	■	■	■
<i>Milvus cf. migrans</i> ^{8, 9}	■	■	■
+ <i>Buteo sp.</i> ¹⁵	■	■	■
<i>Buteo buteo</i> ^{1, 3, 8, 9}	■	■	■
<i>Buteo cf. lagopus</i> ^{1, 3, 8}	■	■	■
<i>Buteo ferox</i> ^{1, 3}	■	■	■

Table 1. (continuation)

Taxonomical designation	Pliocene		Pleistocene			Holocene
	Lower Alsó	Upper Felső	Lower Alsó	Middle Középső	Upper Felső	
<i>Circus aeruginosus</i> ^{6, 9} ■■■
<i>Circus cyaneus</i> ^{1, 3, 8}	■	■
<i>Circus cf. macrourus</i> ⁸	■	■
<i>Accipiter gentilis</i> ^{1, 3, 8, 9}	■	■	■
<i>Accipiter nisus</i> ^{1, 3, 8}	■	■	■
<i>Pernis apivorus</i> ⁸	■	■
+ <i>Falco aff. antiquus</i> ^{8, 26}	■	■
<i>Falco peregrinus</i> ^{1, 3, 8}	■	■
<i>Falco cherrug</i> ^{1, 3, 16}	■	■
<i>Falco rusticolus</i> ^{1, 3, 8}	■	■
<i>Falco columbarius</i> ^{1, 3, 8}	■	■
<i>Falco subbuteo</i> ^{1, 3, 8}	■	■
<i>Falco vespertinus</i> ^{1, 3, 8}	■	■
<i>Falco tinnunculus</i> ^{1, 3, 8}	■	■
+ (atavus) ^{8, 19}	■	■
<i>Galliformes</i>						
+ <i>Tetrao conjugens</i> ⁶	...	■	■	■	■
+ <i>Tetrao macropus</i> ⁶	...	■	■	■	■
+ <i>Tetrao praurogallus</i> ⁶	...	■	■	■	■
<i>Tetrao urogallus</i> ^{1, 3, 6}	...	■	■	■	■
+ <i>Lyrurus partium</i> ^{3, 6}	...	■	■	■	■
<i>Lyrurus tetrrix</i> ^{1, 3, 6, 9, 17, 20}	...	■	■	■	■
+ <i>Tetrastes praebonasia</i> ⁸	...	■	■	■	■
<i>Tetrastes bonasia</i> ^{1, 3, 6, 9}	...	■	■	■	■
<i>Lagopus lagopus</i> ^{1, 3, 6}	...	■	■	■	■
<i>Lagopus mutus</i> ^{1, 3, 6}	...	■	■	■	■
+ <i>Palaeortyx aff. intermedia</i> ⁷	■	■	■	■	■
+ <i>Palaeortyx aff. grivensis</i> ⁷	■	■	■	■	■
+ <i>Palaeortyx sp.</i> ¹⁸	■	■	■	■	■
+ <i>Gallus aesculapi</i> ^{1, 3, 7}	■	■	■	■	■
+ <i>Gallus sp.</i> ⁷	■	■	■	■	■
+ <i>Gallus beremendensis</i> ⁷	■	■	■	■	■
<i>Gallus gallus</i> ^{1, 3}	■	■	■	■	■
+ <i>Francolinus caepiki</i> ^{1, 3, 7}	■	■	■	■	■
+ <i>Francolinus minor</i> ⁷	■	■	■	■	■
+ <i>Franconilus subfrancolinus</i> ⁷	■	■	■	■	■

Table 1. (continuation)

Taxonomical designation	Pliocene		Pleistocene			Holocene
	Lower Alsó	Upper Felső	Lower Alsó	Middle Középső	Upper Felső	
<i>Perdix perdix</i> ^{1, 3, 7, 9}	■	■	■
+ (<i>juresáki</i>) ⁷	■			■
<i>Coturnix coturnix</i> ^{1, 3, 7, 11}	■	■	■	...
<i>Alectoris graeca</i> ¹⁰				■
<i>Phasianus</i>						
<i>colchicus</i> ^{1, 3, 7, 9}			■
<i>Gruiformes</i>						
+ <i>Pliogrus pentelici</i> ^{1, 4}	■
+ <i>Grus</i> sp. ³⁰
<i>Grus grus</i> ^{9, 20}			
<i>Otidiformes</i>						
+ <i>Otis lambrechtii</i> ⁴
<i>Otis tarda</i> ^{1, 9, 20, 30}			
+ <i>Otis kalnani</i> ³⁰
<i>Otis tetrax</i> ^{9, 30}
<i>Ralliformes</i>						
+ <i>Porzana estramosi</i> ³⁰	...	■
<i>Porzana porzana</i> ^{1, 4}
<i>Rallus aquaticus</i> ^{1, 4, 30}	...	■
<i>Gallinula</i> sp. ³⁰	...	■
<i>Fulica atra</i> ⁹
<i>Crex crex</i> ^{1, 4, 30}	■	■	■	■
<i>Charadriiformes</i>						
<i>Limosa limosa</i> ^{1, 4, 91, 7, 30}	■	■	■
<i>Tringa erythropus</i> ^{1, 4}			■	...
<i>Tringa glareola</i> seu <i>ochropus</i> ²⁷	■			...
<i>Tringa totanus</i> ^{1, 4}		■	...
<i>Philomachos pugnax</i> ^{1, 4}		■	...
<i>Numenius phaeopus</i> ^{1, 4}		■	...
<i>Numenius arquatus</i> ^{1, 4}		■	...
<i>Calidris alpinus</i> ^{1, 4}		■	...
+ <i>Capella veterior</i> ³⁰	...	■	...		■	...
<i>Capella media</i> ^{1, 4, 30}	■		■	...
<i>Capella gallinago</i> ^{1, 4}		■	...
+ <i>Scolopax baranensis</i> ³⁰	...	■	...		■	...
<i>Scolopax rusticola</i> ^{1, 4}		■	...

Table 1. (continuation)

Taxonomical designation	Pliocene		Pleistocene			Holocene
	Lower Alsó	Upper Felső	Lower Alsó	Middle Középső	Upper Felső	
<i>Arenaria interpres</i> ³⁰
<i>Vanellus vanellus</i> ^{1, 4}
<i>Himantopus himantopus</i> ^{1, 4}
<i>Larus ridibundus</i> ^{1, 4}
<i>Larus argentatus</i> ⁹
<i>Larus canus</i> ^{1, 4}
<i>Columbiformes</i>						
<i>Syrhaptes paradoxus</i> ^{1, 5, 20}
<i>Columba oenas</i> ^{1, 5}
<i>Columba palumbus</i> ^{1, 5, 9}
<i>Streptopelia tur-tur</i> ^{1, 5}
<i>Cuculiformes</i>						
+ <i>Cuculus esarnotamus</i> ³⁰
<i>Cuculus canorus</i> ^{1, 5, 30}
<i>Strigiformes</i>						
<i>Otus sp.</i> ⁸
? <i>Otus scops</i> ⁸
+ <i>Bubo? floridanus</i> ^{5, 8}
<i>Bubo aff. bubo</i> ^{1, 5, 8, 9}
<i>Nyctea nyctea</i> ^{1, 5, 8}
+ <i>Strina robusta</i> ⁸
<i>Surnia ulula</i> ^{1, 5, 8}
+ <i>Glaucidium sp.</i> ^{1, 8}
<i>Glaucidium passerinum</i> ^{1, 5}
+ <i>Athene veta</i> ⁸
<i>Athene noctua</i> ^{1, 5, 8}
+ <i>Strix cf. brevis</i> ⁸
+ <i>Strix intermedia</i> ⁸
<i>Strix aluco</i> ^{1, 5, 8, 9}
<i>Strix nebulosa</i> ^{5, 8}
<i>Strix uralensis</i> ^{1, 5, 8}
+ <i>Asio cf. flammeus</i> ⁸
<i>Asio flammeus</i> ^{1, 5, 8}

Table 1. (continuation)

Taxonomical designation	Pliocene		Pleistocene			Holocene
	Lower Alsó	Upper Felső	Lower Alsó	Middle Középső	Upper Felső	
<i>Asio otus</i> ^{1, 5, 8}	— — — — —
+ <i>Aegolius</i> sp. ²¹	...	— — — — —	— — — — —
<i>Aegolius funereus</i> ^{1, 5, 8}	— — — — —	— — — — —
<i>Caprimulgiformes</i>						
<i>Caprimulgus caepki</i> ^{1, 5, 8}	— — — — —
<i>Apodiformes</i>						
+ <i>Chaetura</i> sp. ²²	...	— — — — — ?
+ <i>Chaetura baconica</i> ⁸	— — — — —
+ <i>Apus baranensis</i> ⁸	— — — — —
<i>Apus apus</i> ^{1, 5, 8}	— — — — —
+ (palapus) ²³	— — — — —
+ <i>Apus submelba</i> ⁸	— — — — —
<i>Apus melba</i> ^{5, 8}	— — — — —
<i>Coraciiformes</i>						
<i>Merops</i> cf. <i>apiaster</i> ²³	— — — — —
<i>Upupiformes</i>						
+ <i>Upupa phoeniculi</i> ²³	— — — — —
<i>Upupa epops</i> ⁹	— — — — —
<i>Piciformes</i>						
<i>Picus</i> aff. <i>viridis</i> ^{5, 10, 11}	— — — — —	...	— — — — —
<i>Picus canus</i> ^{1, 5}	— — — — —	— — — — —
+ <i>Dendrocopos submajor</i> ²³	— — — — —
<i>Dendrocopos major</i> ^{1, 5}	— — — — —
<i>Dendrocopos leucotos</i> ⁵	— — — — —
+ <i>Dendrocopos praemedius</i> ²³	— — — — —
<i>Dendrocopos</i> cf. <i>medius</i> ^{1, 5}	— — — — —	...	— — — — —
<i>Jynx</i> cf. <i>torquilla</i> ^{1, 5}	— — — — —
<i>Passeriformes</i>						
<i>Alauda arvensis</i> ^{1, 34}	— — — — —	— — — — —
<i>Galerida cristata</i> ^{1, 11, 34}	— — — — —	— — — — —
<i>Otocoris alpestris</i> ²⁴	— — — — —
<i>Hirundo rustica</i> ^{1, 34} ? — — — — —	...	— — — — —	— — — — —

Table 1. (continuation)

Taxonomical designation	Pliocene		Pleistocene			Holocene
	Lower Alsó	Upper Felső	Lower Alsó	Middle Középső	Upper Felső	
<i>Delichon urbica</i> ^{1, 34}	■
<i>Oriolus oriolus</i> ^{1, 34}	■
+ <i>Corvus hungaricus</i> ^{1, 34}	■
+ <i>Corvus janossyi</i> ^{30, 34}	■	■
<i>Corvus cornix</i> ^{1, 34}	■
<i>Corvus frugilegus</i> ^{1, 9, 34}	■	■
<i>Corvus corax</i> ^{1, 34}	■	■
+ <i>Corvus betfianus</i> ^{28, 34}	■	■
<i>Pica</i> sp. (aff. <i>major</i>) ^{30, 34}	...	■	■	■
<i>Pica pica</i> ^{1, 34}	■
<i>Coloeus monedula</i> ^{1, 9, 34}	■	■	■	■
<i>Pyrrhocorax graculus</i> ^{1, 19, 29, 34}	...	■	■	■	■
<i>Pyrrhocorax</i> cf. <i>pyrrhocorax</i> ^{1, 25, 27}	■
<i>Garrulus glandarius</i> ^{1, 34}	...	■	■	■	■
<i>Nucifraga caryocatactes</i> ^{1, 34}	■
<i>Parus major</i> ^{1, 34}	■	■	■
<i>Parus</i> cf. <i>ater</i> ³⁰	■	■
<i>Parus palustris</i> ^{1, 34}	■	■	...	■
<i>Parus „lugubris”</i> ^{1, 34}	■	■
<i>Parus</i> sp. ³⁰	■	■
<i>Aegithalus caudatus</i> ^{1, 34}	■	■
<i>Cinclus aquaticus</i> ^{1, 34}	■
<i>Certhia</i> cf. <i>familiaris</i> ^{1, 34}	■	■
<i>Sitta</i> sp. I (large) ³⁰	...	■	■
<i>Sitta</i> sp. II (small) ³⁰	...	■	■
<i>Monticola saxatilis</i> ^{1, 34}	■
<i>Turdus viscivorus</i> - group ^{1, 9, 23, 34}	...	■	■	■	■	■
<i>Turdus</i> cf. <i>torquatus</i> ³⁴	■
<i>Turdus</i> cf. <i>pilaris</i> ^{1, 9, 34}	■	■
<i>Turdus</i> cf. <i>merula</i> ^{1, 34}	■	■	...	■
<i>Turdus</i> cf. <i>philomelos</i> ^{1, 34}	■
<i>Turdus</i> cf. <i>musculus</i> ^{1, 23, 34}	■	■	■
<i>Erithacus rubecula</i> ³⁴	■	■
+ <i>Turdicus tenuis</i> ²⁸	■	■
+ <i>Turdoides borealis</i> ³⁰	■	...	■	■
<i>Saxicola</i> cf. <i>oenanthe</i> ^{22, 34}	■	■

Table 1. (continuation)

Taxonomical designation	Pliocene		Pleistocene			Holocene
	Lower Alsó	Upper Felső	Lower Alsó	Middle Középső	Upper Felső	
<i>Saxicola cf. torquata</i> ^{1, 34}	■
<i>Saxicola cf. rubetra</i> ^{1, 34}	■
<i>Acrocephalus arundinaceus</i> ^{1, 34}	■
<i>Acrocephalus cf. palustris</i> ^{1, 34}	■
<i>Hippolais sp.</i> ³⁰	...	■
<i>Phoenicurus cf. phoenicurus</i> ^{22, 34}	■
<i>Sylvia cf. communis</i> ^{1, 34}	■
<i>Sylvia cf. curruca</i> ^{1, 34}	■
<i>Phylloscopus sp.</i> ²³	■
<i>Regulus sp.</i> ²³	■
<i>Muscicapa sp.</i> ²³	■
<i>Anthus cf. campestris</i> ^{1, 34}	■
<i>Anthus cf. cervinus</i> ^{23, 34}	■
<i>Anthus spinoletta</i> ^{1, 34}	■
<i>Anthus trivialis</i> ^{1, 34}	■
<i>Anthus sp.</i> ³⁰	■
<i>Anthus cf. pratensis</i> ³⁴	■
<i>Motacilla cf. alba</i> ^{1, 34}	■
<i>Bombycilla garrulus</i> ³²	■
<i>Lanius senator</i> ^{1, 34}	■
<i>Lanius collurio</i> ^{1, 34}	■
<i>Lanus cf. minor</i> ^{1, 34}	■	?	...	■	■
<i>Sturnus cf. vulgaris</i> ^{1, 34}	■
<i>Pastor roseus</i> ^{1, 34}	■
<i>Coccothraustes cf. coccothraustes</i> ^{1, 34}	■	■
<i>Carduelis chloris</i> ^{1, 34}	■
<i>Fringilla cf. coelebs</i> ^{1, 34}	■
<i>Fringilla montifringilla</i> ³⁴	■
<i>Emberiza cf. calandra</i> ^{1, 34}	■
<i>Emberiza schoeniclus</i> ^{1, 34}	■
<i>Emberiza cf. citrinella</i> ^{1, 34}	■
<i>Emberiza sp.</i> ¹	■
<i>Plectrophenax nivalis</i> ³⁴	■

Table 1. (continuation)

Taxonomical designation	Pliocene		Pleistocene			Holocene
	Lower Alsó	Upper Felső	Lower Alsó	Middle Középső	Upper Felső	
<i>Pinicola</i> cf. <i>enucleator</i> ^{1, 34}
<i>Pinicola</i> sp. ^{23, 34}
<i>Passer</i> cf. <i>montanus</i> ^{1, 34}
<i>Loxia curvirostra</i> ^{1, 34}
<i>Pyrrhula pyrrhula</i> ^{1, 34}

Remarks:

¹Lambrecht, K. (1933): Handbuch der Paläornithologie. Bornträger, Berlin. 1024 p.

²Brodkorb, P. (1963): Catalogue of fossil Birds. Part. 1. — Bull. Florida State Mus. Biol. Sci. Vol. 7. Nr. 4. 180–293. p.

³Brodkorb, P. (1964): Catalogue of fossil Birds. Part. 2. (Anseriformes through Galliformes) — Bull. Florida State Museum Biol. Sci. Vol. 8. Nr. 3. 195–335. p.

⁴Brodkorb, P. (1967): Catalogue of fossil Birds. Part. 3. (Ralliformes, Ichthyornithiformes, Charadriiformes) — Bull. Florida State Museum. Biol. Sci. Vol. 2. Nr. 3. 100–220. p.

⁵Brodkorb, P. (1971): Catalogue of fossil Birds. Part. 4. (Columbiformes through Piciformes) — Bull. Florida State Museum. Biol. Sci. Vol. 8. Nr. 3. 195–335. p.

⁶Jánossy, D. (1976): Plio-Pleistocene Bird Remains from the Carpathian Basin. I. Galliformes 1. Tetraonidae. — *Aquila*. 82. 13–36. p.

⁷Jánossy, D. (1976): Idem. II. Galliformes 2. Phasianidae. — *Ibidem*. 83. 29–42. p.

⁸Jánossy, D. (1977): Idem. III. Strigiformes, Falconiformes, Caprimulgiformes, Apodiformes. — *Ibidem* 85. 9–36. p.

⁹Bökönyi, S. — Jánossy, D. (1965): Subfossile Wildvogelfunde aus Ungarn. — *Vertebrata Hungarica*. 7. 1–2. 85–99. p.

¹⁰Locality: Căina Turcului-Cave at „Casanele Mari” (Kazán-szoros), Lower Danube, near the Iron Gate, Mesolithic-Neolithic. In: Kessler, E. (1974): Avifaune postglaciaire de la Grotte Căina Turcului (Cazanele Mari, Roumanie). — *Tibiscus*, „Științe Naturale”. Timișoara (Temesvár). Vol. 3. 11. 113–121. p.

¹¹Newly collected material: Villány-Somssichhegy Loc. 2. Upper-most Middle Pleistocene. Det. Jánossy (1978).

¹²Locality: Ripa = Rippa = Körösmart. In: Kessler, E. (1974): Neue Daten bezüglich auf die fossile Avifauna des Berges Burzâu (Gemeinde Ripa, Bezirk Bihor). — *Nymphaea*. Oradea (Nagyvárad). 2. 159–166. p.

¹³According to the new revision of the material may be the remain of *Peștera Curăț* (Jánossy, 1977. loc. cit.) rather *Aquila* aff. *pomarina*, further uncertain identified material from Betfia, Loc. 4. Middle Pleistocene. In: Kessler, E. (1975): Nouvelles contributions à l'étude de l'avifaune fossile de Betfia. — *Nymphaea*. III. 53–69. p.

¹⁴New determinations by Jánossy (1978–79) *H. albicilla*: Szerencs-Taktaföld-vár, Late Neolithic, II. *albicilla* and *Aquila chrysaetos*: Tiszaluc–Sarkad, Copper Age.

¹⁵Probably a new species of *Buteo* from the former collected material of Püspökföld – Betfia 2. Rev. Jánossy (1979).

¹⁶At Lambrecht (1933) loc. cit. as *Falco lanarius*, at Brodkorb (1964) loc. cit. under the designation *Falco biarmicus*.

¹⁷New Locality, Süttő 7. Det. Jánossy (1978).

¹⁸The first find of a fragment of a *Tarsometatarsus* of *Palaeortyx* in our territory from Osztramos. Loc. 18. Det. Jánossy (1978).

¹⁹New Locality: Gombaszög = Gombašek (Slovakia). Det. Jánossy (1978).

²⁰Locality Kisvárad = Nitriansky Hrádok (Slovakia), Bronze Age, according to Ambroš, C. (1969): Bemerkungen zur Auswertung der Tierknochen aus Siedlungsgrabungen. In: Boessneck, J. (Red.): Forschungsber (DFG). 15. Wiesbaden, 76–81. p.

²¹Newly find remains from Csarnóta and Villány 3. Perhaps a new species. Det. et rev. Jánossy (1978).

²²Only generically determined remains from the new Pliocene Locality Osztramos 20. Det. Jánossy (1978).

²³From the Middle Pleistocene Locality Hundsheim, Austria, geographically belonging to the Carpathian Basin.

²⁴From the Upper Pleistocene Locality Gencsapáti. Collected and det. Jánossy (1978).

²⁵From the Late Middle Pleistocene Red Clay of the Cave Solymár. See Jánossy (1979), loc. cit. p. 30.

²⁶*Falco antiquus*, Chauviré (1975), cited in Jánossy (1977), loc. cit. p. 28 erroneously as „*Falco atavus*”.

²⁷This form determined by Kessler (1975), Betfia loc. cit.

²⁸See Kretzoi, M. (1961): Vogelreste aus der altpleistozänen Fauna von Betfia. — *Aquila*. 47—48. (1960—61) 167—174. p.

²⁹Newly determined rich material from the Locality Hosszúhegy (near Budapest) dated by small mammals, belonging to the Age of Atlantic, proves the presence of this species till the Lowest Holocene in our territory. Det. Jánossy (1979).

³⁰Jánossy, D. (1979): Plio-Pleistocene Bird Remains from the Carpathian Basin. IV. Anseriformes, Gruiformes, Charadriiformes, Passeriformes. — *Aquila*. 85. 11—39. p.

³¹Jánossy, D. (1980): Idem. V. Podicipediformes, Ciconiiformes, Otidiformes, Columbiformes, Piciformes. — Ibidem. 86. 19—33. p.

³²A revision of the humerus determined former as *Alaudidarum* g. et sp. indet, from the Cave Istállóska proved it to belonging to *Bombus garrulus*, rev. Jánossy (1979).

³³A new determination from the Rock-shelter Rejte, Jánossy (1979).

³⁴Only after the issue of the manuscript I have got the last volume of Brodkorb's Catalogue: *Brodkorb, P. (1978): Catalogue of Fossil Birds. Part. 5. (Passeriformes) — Bull. Florida State Museum. Biol. Sci. Vol. 23. Nr. 3. 139—228. p.*

Localities of Plio-Pleistocene Bird Remains in the Carpathian Basin (Numbers refer to the same ones of the geographical map)

Aggtelek-Cave, 61
Baits-Cace (Bajót), 21
Bajót Őregkő-Jankovich-Cave, 21
Balla-Cave (Répáshuta), 47
Baráthehy-Cave (Liszkófalva-Lisková), 97
Beremend, 14
Berettyószentmárton, 76
Békés—Városerdő, 77
Betfia, 87
Bivak-Cave (Kesztlőc), 22
Brassó (= Kronstadt = Braşov), 95
Budapest (Gellérthehy), 31
Budapest (Várhegy), 32
Buják, 39
Csákvár (Esterházy-Cave), 11
Csapástető (Szinpetri), 60
Csarnóta, 15
Csév-Passage, 23
Curăta-Cave (Nándorválya = Valea Nandului), 89
Cvina Turcului (Kazánszoros = Casanele-Mari), 85
Devenze, Rév (= Vad = Vadu Crişului), 90
Dunaújváros (= Dunapentele) — Koszider, 33

Esterházy-Cave (see Csákvár)
Esztergom—Alsósziget, 18
Folyás—Szilmag (Polgár), 71
Galgóc (= Hlohovec), 64
Gánóc (= Gánovce), 98
Gellérthehy (see Budapest)
Gencsapáti, 4
Gombaszög (= Gombašek, Szalóc = Slavec), 37
Gyula—Vár, 79
Háromkút-Cave (Nagyvisnyó), 49
Herman Otto-Cave (Hámor), 50
Hideg Szamos (= Someşul Rece), 88
Hillebrand-Cave (Hámor), 51
Hollókő—Rockshelter (Nagyvisnyó), 52
Hóman-Cave (Bajót), 21
Hórvölgy (Cserépfalu), 53
Hosszúhegy-Shaft (Piliszsántó), 25
Hundsheim, 1
Istállóska-Cave (Szilvásvár), 54
Istállóska-Rockshelter (Szilvásvár), 55
Jankovich-Cave (see Bajót)
Kardoskút—Hatablak (Orosháza), 80
Kiskevény (Csobánka), 26
Kisvár (= Nitriansky-Hradok), 3

- Kőszeg, 94
 Kőtelek, 73
 Kövesvárad (Répáshuta), 56
 Krapina, 82
 Lambrecht-Cave (Varbó), 57
 Legény-Cave (Kesztöle), 27
 Lokve, 96
 Lovas, 63
 Maroslele—Pana, 81
 Mész (= Mihyska = Včelare), 38
 Mélyvölgy (Pécs, Mecsek), 13
 Mék, 72
 Mezőkomárom, 19
 Nagyarsány-hegy = Szársomlyó
 (Nagyarsány), 16
 Nándor-Cave (Nándor = Nandru), 89
 Nősza—Ludas (Ludaš, Palić), 83
 Novi (High Tatra), 34
 Óruzin (= Oružin), 36
 Osztramos (Tornaszentandrás), 62
 Pálffy-Cave (= Džerava Skala) (Detre-
 kőszentmiklós = Plavecky Mikulaš), 2
 Peskő-Cave (Felsőtárkány), 40
 Petényi-Cave (Felsőtárkány), 41
 Pilisszántó-Rockshelter (Pilisszántó),
 24
 Pince-Cave, Rév (= Vad = Vadu
 Crișului), 91
 Polgár—Csőszhalom, 70
 Polgárdi, 19
 Porács (= Porač), 35
 Porlyuk (Jósvafő), 60
 Poroslyuk (Répáshuta), 42
 Puskaporos (Hámor), 43
 *Püspökfürdő (= Betfia), 87
 Rejte (Répáshuta), 44
 Remete-Cave (Budapest), 28
 Remete-Rockshelter (Budapest), 29
 Ripa (= Rippa = Körösmart), 86
 Rudabánya, 91
 Sályi-Cave, 45
 Solymár, 30
 Somlyó-hegy (see Püspökfürdő)
 Subalyuk-Cave (Cserépfalu), 46
 Sümeg, 9
 Süttő, 7
 Szajol—Felsőföld, 74
 Szamosfalva (= Someșu Satu), 93
 Szarazgerence-Cave (Bakonybél), 5
 Szarvas—Rózsás, 78
 Szeleta Cave (Hámor), 48
 Szelim-Cave (Tatabánya), 19
 Szerencs-Taktaföldvár, 66
 Tác-Fővénypusztá, 8
 Takács Menyhért-Cave, Jászó
 (= Jasov), 92
 Tápiószéle—Tűzköves, 65
 Tarkó (Felsőtárkány), 58
 Tata, 6
 Tiszalök—Rázom, 69
 Tiszaluc—Danka-domb, 67
 Tiszaluc—Sarkad, 68
 Tokod—Erzsébet-akna, 21
 Tokod—Nagyberek, 21
 Tószeg—Laposhalom, 75
 Uppony, 59
 Várhegy (see Budapest)
 Vértesszőlős, 12
 Villány, 17
 Visegrád—Alsóvár, 18
 Vlassac, Iron Gate (Vaskapu, Dolni
 Milanovac), 84
 Zalaszentiván, 10

Author's address:
 Prof. Dr. D. Jánossy
 Magyar Nemzeti Múzeum
 Budapest—Hungary
 Múzeum körút 14/16.
 H-1088

* The name Püspökfürdő changed into Episcopia (newly: Băile 1. Mai), it is a thermal-bath. The localities Somlyó-hegy (= Bányahegy) belong to the Village Betfia (according to Kretzoi, 1941).

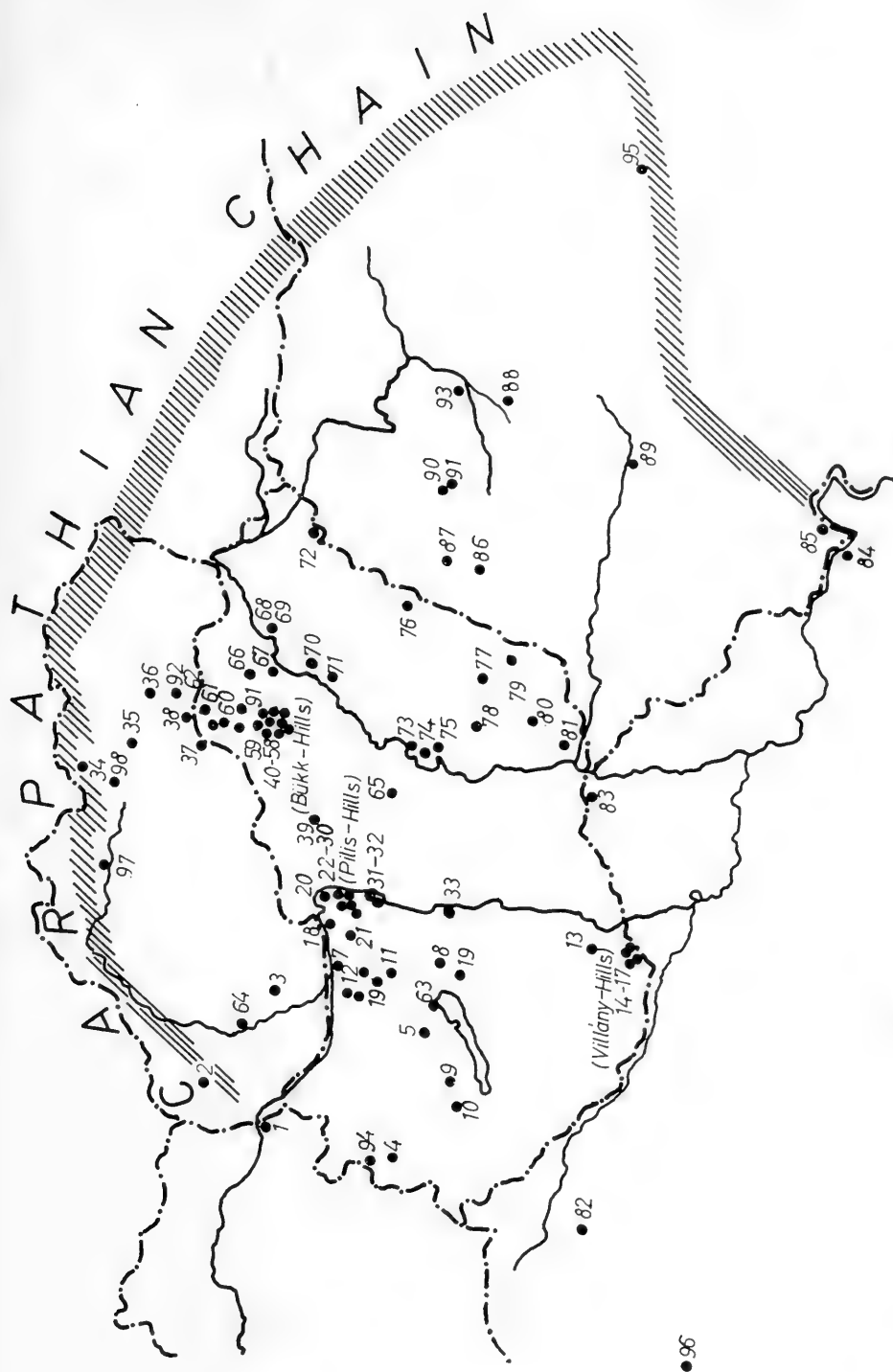


Figure 1. Plio-Pleistocene Bird Remains from the Carpathian Basin
 1. ábra. Plio-pleistocén madármaradványok a Kárpát-medencében

**Plio-pleisztocén madármaradványok a Kárpát-medencéből VI.
Rendszertani és geográfiai katalógus**

Dr. Jánossy Dénes
Nemzeti Múzeum, Budapest

A hat részből álló tanulmány befejező közleménye a Kárpát-medencéből kimutatott plio-pleisztocén madármaradványok előfordulási helyeit térképen összefoglalva, katalógus formájában mutatja be.

A BÖRZSÖNYI TÁJVÉDELMI KÖRZET MADÁRVILÁGA AZ 1968—1979 KÖZÖTTI IDŐSZAK MEGFIGYELÉSEI ALAPJÁN

DIE VOGELWELT DES LANDSCHAFT- SCHUTZGEBIETS BÖRZSÖNY

Homoki-Nagy István

A Börzsönyi TáJVédelmi Körzet két különálló tömbből áll. Az egyik egység — 2500 ha — a Nagymaros—Zebegegy közötti Duna-kanyarban a Szent Mihály-hegy és Törökmező környékén van. Déli kiettségű, száraz tölgyes-cseres erdők borítják, amelyeket sok helyen bokros kőkopárok, sziklakibúvások, sziklafalak tarkítanak. A másik egység — 15 500 ha — Kóspallag, Nagy-börzsöny, Bernecebaráti, Diósjenő által alkotott négyszögben terül el közép-hegységi változatos erdőkkel, erdei rétekkel, gyors folyású, tiszta patakokkal. A középső, legmagasabb részein és az északi oldalakon bükk az uralkodó fafaj (néhol m. kőrissel, gyertyánnal, fenyőfélékkel elegyesen), délen a kocsánytalan tölgy gyertyánnal, m. juharral, cserrel elegyesen. Szántó, rét, gyümölcsös együttesen a terület 2,5%-án található, a művelés alól kivont terület 0,8%, a többi (96,7%) erdő. A táJVédelmi körzet határán belül község nincs, viszont néhány állandóan lakott üdülő és egy tucatnyi időszakosan működő „kulcsos ház” van. A Nagy-Hideghegy—Foltán-keresztí rét vonalától délre eső részeken az utóbbi tíz évben megsokszorozódott az autós, gyalogos kirándulóforgalom, alkalmas hétvégeken szinte zsúfolásig megtelnek a kirándulóhelyek.

Az összeállításnál saját megfigyeléseimen kívül felhasználtam a Madártani Egyesület 1976 óta működő Börzsönyi Csoportjának adatait is, ezek közül DÉNES JÁNOS és BRELLOS TAMÁS megfigyelései voltak különösen értékesek.

A felsorolásban előforduló számok jelentése:

1. A Börzsöny középső és északi része (Belső-Börzsöny, főleg bükkösök borítják).

2. A peremvidék és a déli részek (főleg tölgyes, cseres, gyertyános erdők borítják).

3. Szent Mihály-hegy és Törökmező környéke.

I. Rendszeresen előforduló fajok.

Minden évszakban: nagy fakopáncs (*Dendrocopos maior*) 123, szajkó (*Garrulus glandarius*) 123, széncinege (*Parus major*) 123, kék cinege (*P. caeruleus*) 123, csuszka (*Sitta europaea*) 123, ökörszem (*Troglodytes troglodytes*) 123, vörösbegy (*Erithacus rubecula*) 123, tengelic (*Carduelis carduelis*) 23.

Költési időben: kakukk (*Cuculus canorus*) 23, erdei pacsirta (*Lullula arborea*) 23, énekes rigó (*Turdus philomelos*) 123, fekete rigó (*T. merula*) 123, barátk (Sylvia atricapilla) 23, mezei poszáta (*S. communis*) 23, csilpcsalp-füzike (*Phylloscopus collybita*) 123, sisegő füzike (*Ph. sibilatrix*) 123,

örvös légykapó (*Muscicapa albicollis*) 123, barázdabillegető (*Motacilla alba*) 123, seregély (*Sturnus vulgaris*) 23, meggyvágó (*Coccothraustes coccothraustes*) 23, zöldike (*Carduelis chloris*) 123, pinty (*Fringilla coelebs*) 123, citromsármány (*Emberiza citrinella*) 23.

Átvonul vagy kóborol: nagy lilik (*Anser albifrons*) 123, vetési lúd (*A. fabalis*) 123, füsti fecske (*Hirundo rustica*) 23, molnárfecske (*Delichon urbica*) 123, csíz (*Carduelis spinus*) 123 — tömegesen.

Télen: barátcinege (*Parus palustris*) 23, őszapó (*Aegithalos caudatus*) 23, léprígó (*Turdus viscivorus*) 23 — tömegesen, süvöltő (*Pyrrhula pyrrhula*) 23.

II. Csak bizonyos években gyakori fajok.

Költési időben: berki tücsökmadár (*Locustella fluviatilis*) 23.

Átvonul vagy kóborol: szalonka (*Scolopax rusticola*) 123, fülesbagoly (*Asio otus*) 23, gyurgyalag (*Merops apiaster*) 2, házi rozsdafarkú (*Phoenicurus ochruros*) 123.

Télen: fenyőrigó (*Turdus pilaris*) 123, csonttollú (*Bombicilla garrulus*) 23, fenyőpinty (*Fringilla montifringilla*) 23.

III. Szórványosan, a megfelelő biotópokban rendszeresen, de kis egyedszám-ban előforduló fajok.

Minden évszakban: egerészölyv (*Buteo buteo*) 123, fácán (*Phasianus colchicus*) 23, macskabagoly (*Strix aluco*) 123, zöld küllő (*Picus viridis*) 123, szürke küllő (*P. canus*) 23, fekete harkály (*Dryocopus martius*) 123, közép akopáncs (*Dendrocopos medius*) 23, fehérhátú fakopáncs (*D. leucotos*) 1, kis akopáncs (*D. minor*) 12, dolmányos varjú (*Corvus cornix*) 23, rövidkarmú akusz (*Certhia brachydactyla*) 23, mezei veréb (*Passer montanus*) 23.

Költési időben: kék galamb (*Columba oenas*) 12, örvös galamb (*C. palumbus*) 23, gerle (*Streptopelia turtur*) 23, lappantyú (*Caprimulgus europaeus*) 23, nyaktekeres (*Jynx torquilla*) 23, pacsirta (*Alauda arvensis*) 23, sárgarígó (*Oriolus oriolus*) 23, barátcinege (*Parus palustris*) 123, őszapó (*Aegithalos caudatus*) 123, cigány-csaláncsúcs (*Saxicola torquata*) 23, házi rozsdafarkú (*Phoenicurus ochruros*) 123, fülemüle (*Luscinia megarhynchos*) 23, karvalyposzáta (*Sylvia nisoria*) 2, kis poszáta (*S. curruca*) 23, fitiszfűzike (*Phylloscopus trochilus*) 23, erdei pityer (*Anthus trivialis*) 23, hegyi billegető (*Motacilla cinerea*) 12, tövisszűrő gébics (*Lanius collurio*) 23, kenderike (*Carduelis cannabina*) 23, csicsörke (*Serinus serinus*) 23.

Átvonul vagy kóborol: tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) 23, kormos légykapó (*Muscicapa hypoleuca*) 23, szürkebegy (*Prunella modularis*) 23.

Télen: héja (*Accipiter gentilis*) 23, jégmadár (*Alcedo atthis*) 23, királyka (*Regulus regulus*) 123.

IV. Ritka, de rendszeresen előforduló fajok.

Minden évszakban: karvaly (*Accipiter nisus*) 123, parlagi sas (*Aquila heliaca*) 12, kerecsen (*Falco cherrug*) 12, császármadár (*Tetrastes bonasia*) 1, kuvik (*Athene noctua*) 23, holló (*Corvus corax*) 123, szarka (*Pica pica*) 23,

fenyvescinege (*Parus ater*) 12, vízirigó (*Cinclus cinclus*) 12, házi veréb (*Passer domesticus*) 2.

Költési időben: kis vöcsök (*Podiceps ruficollis*) 2, fekete gólya (*Ciconia nigra*) 123, tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) 2, darázsölyv (*Pernis apivorus*) 123, barna kánya (*Milvus migrans*) 3, héja (*Accipiter gentilis*) 12, békászó sas (*Aquila pomarina*) 2, kígyászölyv (*Circus gallicus*) 2, vízityúk (*Gallinula chloropus*) 2, szalonka (*Scolopax rusticola*) 12, füleskuvík (*Otus scops*) 2, fülesbagoly (*Asio otus*) 123, jégmadár (*Alcedo atthis*) 23, banka (*Upupa epops*) 2, füstifecske (*Hirundo rustica*) 2, molnárfecske (*Delichon urbica*) 23, kövirigó (*Monticola saxatilis*) 3, rozsdás csaláncsúcs (*Saxicola rubetra*) 2, kerti rozsdafarkú (*Phoenicurus phoenicurus*) 23, kis légykapó (*Muscicapa parva*) 1, bajszos sármány (*Emberiza cia*) 23.

Átvonul vagy kóborol: kékvércse (*Falco vespertinus*) 2, fakusz (*Certhia familiaris*) 2.

Télen: kormosfejű cinege (*Parus montanus*) 12, tüzesfejű királyka (*Regulus ignicapillus*) 12, nagy örgébics (*Lanius excubitor*) 23.

V. Ritka, de csak bizonyos években előforduló fajok.

Költési időben: kaba (*Falco subbuteo*) 23, vörös vércse (*F. tinnunculus*) 23, fűrj (*Coturnix coturnix*) 2, haris (*Crex crex*) 2, balkáni gerle (*Streptopelia decaocto*) 23, gyöngybagoly (*Tyto alba*) 2, léprigó (*Turdus viscivorus*) 1, szürke légykapó (*Muscicapa striata*) 2.

Átvonul vagy kóborol: bibic (*Vanellus vanellus*) 2, sarlósfecske (*Apus apus*) 2, vetési varjú (*Corvus frugileus*) 23, kerti poszáta (*Sylvia borin*) 2, keresztcsőrű (*Loxia curvirostra*) 123.

Télen: gatyás ölyv (*Buteo lagopus*) 2, kis sólyom (*Falco columbarius*) 2, hajnalmadár (*Tichodroma muraria*) 12, zsezse (*Carduelis flammea*) 23, hó-sármány (*Plectrophenax nivalis*) 2.

VI. Néhány alkalommal megfigyelt fajok.

Költési időben: kormosfejű cinege (*Parus montanus*) 1, fakusz (*Certhia familiaris*), 1, szürkebegy (*Prunella modularis*) 2.

Átvonul vagy kóborol: gólya (*Ciconia ciconia*) 2, szürke gém (*Ardea cinerea*) 3, szirti sas (*Aquila chrysaetos*) 2, szárcsa (*Fulica atra*) 1, uhu (*Bubo bubo*) 12, fenyőszajkó (*Nucifraga caryocatactes*) 12, örvösrigó (*Turdus torquatus*) 1.

Télen: vándorsólyom (*Falco peregrinus*) 2, szalonka (*Scolopax rusticola*) 2, havasi szürkebegy (*Prunella collaris*) 3.

A szerző címe:
Homoki-Nagy István
Szokolya—Királyrét 7.
H—2624

NEW HABITATS OF SOME SPECIES OF SOUTHERN ORIGIN IN BULGARIA

Dr. Stefan Doncev

Sofia

During the past ten years some birds species of southern origin widened their areas to the northern parts of Bulgaria (DONCEV, 1963, 1965, 1966, 1970), while others, who had not been found in the country before, reached it and entered suitable biotopes (DONTCHEV, 1964). It is not easy to prove the causes of the widening of the areas to the north of the birds of southern origin. Nevertheless the changes of the climatic and trophic conditions which took place during the past decades are important for these birds with a view to occupying similar, but situated a little bit more to the north biotopes. The most favourable conditions in this respect are those of the Bulgarian Black Sea coast, as well as the southwestern and the southeastern parts of the country. The typical submediterranean vegetation is met there and it is a good reason some birds species of southern origin to settle at these new territories. In their distribution to the north some of them are moving slower and populate densely the newly occupied biotopes, others are met separately at several places, still others go comparatively far to the north and usually do not reproduce as a result of which we can not say that they have consolidated the widening of their area.

Petronia petronia L. — the Rock Sparrow. By 9.30 o'clock on June 29, 1973, on some rheolite tufts near new plantation of Scotch pine and separate wild plums and hawthorn near the town of Kardzali (fig. 2), I observed four rock sparrows. One of them flew over a crack of the tufts (fig. 3) where its nest was and from time to time I could hear its voice. This bird was a male one and I shot it down together with a female one, which appeared as soon as I fired the first shot. Both rock sparrows had well developed brooding spots — the male with activated testicles (9 by 5 mm) and the female with blood-stained ovaries — a positive mark that it had laid its eggs, which were probably brooding at that time.

The size of the specimen were (in mm):

♂ ad. L — 154	♀ ad. — 155
A — 92	— 93
C — 53	— 56
T — 18	— 19
R — 14	— 14
P — 31 g	— 32.5 g

I found some undefined chitinous remains of Chrysomelidae in the stomach of the male, as well as gastrolites (11 small lime stones), while in the stomach



Figure 2. Characteristic biotope for *Petronia* a 29. 6. 1973. near the town of Kardzali
 2. ábra. *Petronia petronia* jellegzetes biotópja Kardzali környékén, 1973. 6. 29-én. (Fotó:
 S. Donceev)

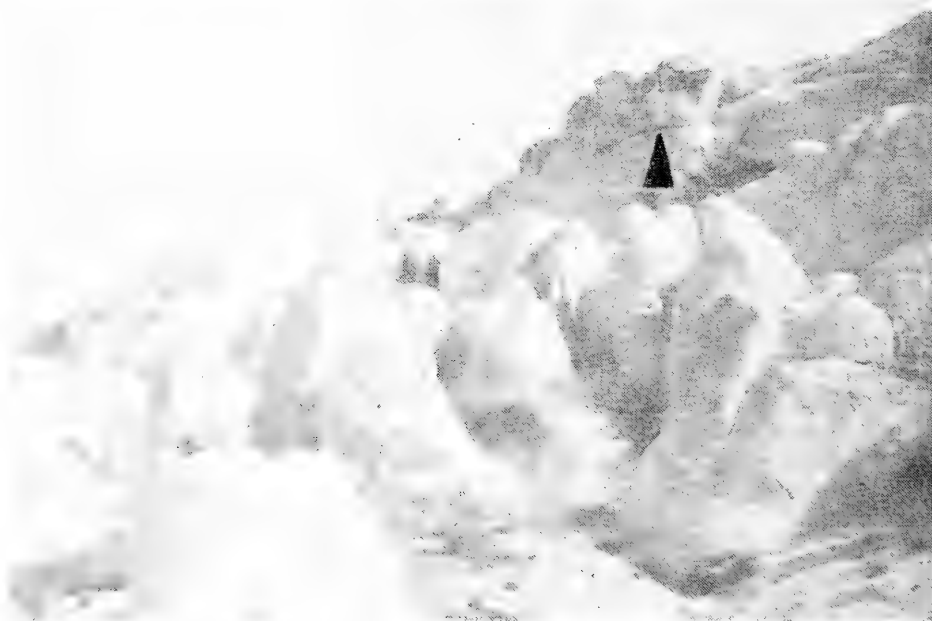


Figure 3. Nest of *Petronia petronia* in a crack of rheolite tudt 29. 6. 1973 near the town
 of Kardzali
 3. ábra. *Petronia petronia* fészkelőhelye 1973. 6. 29-én Kardzali környékén
 (Fotó: S. Donceev)

of the female there were half-digested and thus undigested seeds and gastrolites (14 small lime stones).

Sitta neumayer Michahelles — the Rock Nuthatch. On June 26, 1973 on the rocks near the railway station of Krupnic, the district of Blagoevgrad I was watching a couple of rock nuthatches. They have obviously settled themselves in the most northern part of the Kresnagorge.

Sylvia hortensis Gmelin — the Orphean Warbler. By 8.30 o'clock on June 27, 1973 in the low growing forest of oak, wild pear, Scotch pine juniper near the village of Vlahi, Blagoevgrad district I found a couple of orphean warblers. The male, which I shot down, was carrying in its beak food, probably for its small birds. Its size was: L — 162 mm, A — 78 mm, C — 68 mm, T — 23 mm and R — 13 mm. There were undigested chitinous remains of Coleoptera in its stomach.

Monticola solitarius L. — the Blue Rock Thrush. On June 26, 1973 on the rocks near the railway station on Krupnic, Blagoevgrad district I saw a male rock thrush, carrying some food in its beak, probably for its offspring. The above-mentioned habitat is the most northern one in Bulgaria for the time being.

Author's address:
Doz. Dr. Stefan Doncev
1. Ruski bul.
Sofia
Bulgaria

References

- Doncev, S. (1963): New Data on the Migration, Wintering and Distribution of Some Birds in Bulgaria. Proceedings of the Zoological Institute and Museum of the Bulgarian Academy of Sciences, XIV. Sofia. Bulg. Sum. — Germ. and Russ.
- Doncev, S. (1964): On the Distribution of some New and Rare Birds in Bulgaria. Proceedings of the Zoological Institute and Museum of the Bulgarian Academy of Sciences. XVI. Sofia. Bulg. Sum. — Germ. and Russ.
- Doncev, S. (1965): New Habitats of *Sylvia melanocephala* Gm., *S. cantillans* Pall. and *S. hortensis* Gm. in Bulgaria. Proceedings of the Zoological Institute and Museum of the Bulgarian Academy of Sciences. XVIII. Sofia. Bulg. Sum. — Germ. and Russ.
- Doncev, S. (1966): Zur Arealausweitung einiger bulgarischer Vögel. Zool. Abh. Bd. 28. No. 14. Dresden.
- Doncev, S. (1970): Verbreitung für die Mittelmeerfauna charakteristischer Vögel in Bulgarien. Beitr. Vogelkde. Bd. 15. H. 6. Leipzig.

Egyes délebbi madárfajok új előfordulási pontjai Bulgáriában

Dr. Stefan Doncev
Szófia

Az utóbbi 10 évben több madárfaj megjelent északabbra is az eddigi költőterületétől Bulgáriában, amire elfogadható magyarázatot nem találunk. Ezek a fajok a következők: kővi veréb (*Petronia petronia*), kővi csuszka (*Sitta neumayer*), dalos poszáta (*Sylvia hortensis*), kék kövirigó (*Monticola solitarius*). A begyűjtött példányok méretének és súlyának adatait is megadja, továbbá a gyomortartalom-elemzésüket.

COMPARATIVE INVESTIGATIONS INTO THE REPRODUCTION BEHAVIOUR OF MONOGAMOUS, POLYGAMOUS AND UNMATED GREAT BUSTARD POPULATIONS IN SOUTH-EASTERN HUNGARY

Dr. István Sterbetz

Hungarian Institute for Ornithology,
Budapest

Introduction

The pattern of great bustard (*Otis t. tarda* L.) populations in Central Europe has been largely transformed by one-time hunting and due to effects produced by intensive cultural practices. The cult of hunting-trophies involved a decrease in the number of cocks while the mechanized cultural practices using plenty of chemicals are causing depopulation of the progeny each year. The unnatural population pattern developed due to such damages not only involved quantitative decrease and genetic debility but also disturbed the primary pattern of sexual relations.

According to early European and Asian literature primordially *Otis t. tarda* L. is monogamous (bibliography in: STERBETZ, 1973). Recent diagnoses, on the other hand, mention polygamy and „unmated” sexual relations (bibliography DORNBUSCH—KLAFS—WINKLER in: GLUTZ, 1973). At present, it is these abnormal forms that are frequent, monogamy can be noticed only in case of a natural or an almost natural sex ratio.

Consequences of the behaviour displayed in the reproduction period also manifest themselves in the effectiveness of reproduction, therefore, it is necessary to get to know these problems from the aspect of the practice of nature conservation.

Material and method

For such reasons ten populations were studied by the author in South-Eastern Hungary in the period from 1959 to 1972 and the existence of all three sexual types has been verified (STERBETZ, 1971, 1973). Further aim set by the author was to more thoroughly get to know these behaviour patterns in populations that could be watched continuously.

In counties Békés and Csongrád nine great bustard populations were studied by the author from 1976 to 1979 for monogamous, polygamous and unmated sexual behaviour. Location of the respective populations is presented on the sketch map attached, the pattern evolved, on tables. Legends:

adultus him = cock taking part in reproduction,

juv. him = non-rutting cockerel,

tyúk = female participating in reproduction,

juv. vagy szex? = non-reproducing bird of uncertain age and sex.

Table 2.
2. táblázat

1. Pitvaros — Királyhegyes

Year Év	Adult ♂	Juv. ♂	♀	Sex?	Sum total Összesen
1941					200
1969	8	—	23	—	31
1976	8	2	15	—	25
1977	2	1	14	—	17
1978	2	2	5	2	11
1979	3	2	10	—	15

Table 3.
3. táblázat

2. Cserebökény

Year Év	Adult ♂	Juv. ♂	♀	Sex?	Sum total Összesen
1941					150
1977	4	6	18	—	28
1979	9	6	29	—	44

Table 4.
4. táblázat

3. Székkutas

Year Év	Adult ♂	Juv. ♂	♀	Sex?	Sum total Összesen
1941					50
1969	2	1	5	2	10
1976	2	—	2	—	4
1977	2	—	1	—	3
1978	2	—	4	2	8
1979	—	—	—	—	—

Table 5.
5. táblázat

4. Csabacsűd

Year Év	Adult ♂	Juv. ♂	♀	Sex?	Sum total Összesen
1941					300
1946					70
1947					40
1969	—	9	13	—	22
1971	4	5	5	13	26
1972	6	2	8	2	18
1973	4	2	7	1	14
1974	6	2	10	6	24
1975	10	2	13	9	34
1976	5	1	4	10	20
1977	5	10	11	2	28
1978	7	9	12	7	35
1979	9	8	14	5	36

Table 6.
6. táblázat

5. Nagyszenás

Year Év	Adult ♂	Juv. ♂	♀	Sex?	Sum total Összesen
1941					300
1946					30
1953					40
1961					15
1966					54
1967					50
1969	30	5	40	—	75
1971					75
1972					63
1973					60
1974					60
1975					95
1976	10	12	30	10	62
1977	12	15	32	2	61
1978	14	13	35	6	78
1979	14	6	32	10	62

Table 7.
7. táblázat

6. Kardoskút

Year Év	Adult ♂	Juv. ♂	♀	Sex?	Sum total Összesen
1941					50
1961					10
1967	3	1	10	1	15
1968	4	1	5	4	14
1969	3	2	5	4	14
1971	3	3	6	—	12
1972	2	1	7	2	12
1973	2	—	3	3	8
1974	2	—	3	3	8
1975	3	2	5	2	12
1976	1	1	2	—	4
1977	1	2	2	1	6
1978	1	2	2	2	7
1979	1	1	3	2	7

Table 8.
8. táblázat

7. Békéssámszon

Year Év	Adult ♂	Juv. ♂	♀	Sex?	Sum total Összesen
1941					100
1961					33
1969					15
1971	2	2	4	8	16
1972	2	—	2	4	8
1973	2	—	2	4	8
1974	2	—	2	1	5
1975	2	1	3	2	8
1976	2	1	3	—	6
1977	2	2	4	2	10
1978	2	2	5	2	11
1979	2	—	3	3	8

Table 9.
9. táblázat

8. Kaszaper – Tótkomlós

Year Év	Adult ♂	Juv. ♂	♀	Sex?	Sum total Összesen
1941					50
1961					10
1966	10	—	15	5	30
1967	5	2	15	8	30
1969	13	2	16	3	34
1971	12	2	10	1	25
1972	13	—	10	2	25
1973	11	1	7	1	20
1974	10	—	10	1	21
1975	6	2	10	11	29
1976	7	3	12	15	37
1977	8	5	14	25	52
1978	9	4	11	20	44
1979	10	5	16	22	53

Table 10.
10. táblázat

9. Pusztaföldvár – Orosháza

Year Év	Adult ♂	Juv. ♂	♀	Sex?	Sum total Összesen
1941					50
1961					10
1966	7	3	11	5	26
1967	5	2	12	11	30
1968	5	1	13	10	29
1969	5	2	14	8	29
1971	5	2	10	18	35
1972	4	—	9	5	18
1973	4	2	10	22	38
1974	6	6	13	5	30
1975	7	2	15	4	28
1976	7	3	20	6	36
1977	10	4	21	11	46
1978	12	5	23	10	50
1979	14	6	25	12	57

Mean values were calculated in view of plotting graphs of the population patterns. The sexual types watched each year in the various populations are also displayed on a Table. Tenfold, twentyfold and fortyfold telescopes were used for the examinations and a 400 mm teleobjective for proving. The author's investigations covered the following:

- choice, occupation and protection of the rutting sites,
- comparison of monogamous, polygamous and unmated cocks for sexual behaviour,
- behaviour of cocks not participating in reproduction,
- behaviour of hens with the three sexual types,
- relation of the sexes after fecundation.

Table 11.

11. táblázat

Sexual appearance — Szexuális forma

Nr.	Populáció	1976			1977			1978			1979		
		mg.	pg.	um.	mg.	pg.	um.	mg.	pg.	um.	mg.	pg.	um.
1.	Pitvaros, Királyhegyes			+			+			+			+
2.	Cserebökény	+		+	+		+	+		+	+		+
3.	Székkutas	+			+			+					
4.	Csabacsúd	+	+		+	+		+	+		+	+	
5.	Nagyszénás	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
6.	Kardoskút	+			+			+			+		
7.	Békéssámsón	+			+	+		+	+		+	+	
8.	Kaszaper, Tótkomlós	+	+		+	+		+	+		+	+	
9.	Pusztaföldvár, Orosháza	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+

mg. = monogamia.

pg. = polygamia.

um. = unmated = pár nélküli.

Results

1. Choice and occupation of the rutting site

As regards the great bustard populations in Eastern Hungary rutting grounds chosen on wide-spread natural steppe vegetation being adjacent to cereal or lucerne fields can be observed as a definite tendency. Adjoining

belts of steppe and cultivated vegetation alternately penetrating into each other are the most attractive here. Birds can always find here plant stands of various thickness and height suitable for the rutting ceremony, for hiding by day, later on for nesting. Plenty of food is an important factor, alike, since at the time of rutting, birds are moving on a small area, while their food requirement is higher. By day, they can spend less time on feeding. The undisturbed character of the area is of primary importance in comparison to all of the requirements mentioned. Should a cock in search of a rutting site or possessing already one be chased away from his territory by a rival bird or some other stress effect, it will not participate that year anymore in reproduction.

At the time of investigations populations strong in numbers (2, 4, 5, 8, 9) were staying all the year round on areas of 4 to 5000 ha extension and were choosing their rutting grounds in spring inside these. Dwarf populations of a few birds (1, 3, 6, 7), on the other hand, joined late in autumn the big populations to be found next to them. Thus great bustards in Pitvaros and Békés-sámsón were wintering with the population in Kaszaper, birds from Szék-kutas and Kardoskút, with the pack in Pusztaföldvár, at about 20 to 40 km distance from their summer habitation. Early in March they returned to the territories possessed by them in the period of reproduction.

Late in winter, on the first frostless days old cocks begin changing their behaviour. During the warmer midday hours they are making from day to day more frequently aggressive commanding movements as characteristic of the later rutting. Time and again, they are flying to the rutting grounds. Final parting to the old males occurs early in March, while the hens and the young leave the hibernaculum only 10 to 15 days later. Young birds of one to two years of age are leaving last.

Marking out of the rutting grounds is performed by the monogamous, polygamous and unmated males alike but occupation thereof is achieved in different ways.

Cocks of all three sexual types repeatedly flutter round their territory to-be and the place thus marked out will be the scene of their later sexual relations. This morning and late afternoon activity aimed at marking out the territory is repeated over five to six days, then ends suddenly without transition. Monogamous and polygamous males usually occupy their rutting grounds quicker than unmated birds.

The rutting site — the same as for the majority of other birds — is firstly a psychological reality for the great bustard, likewise, isolation inside the species being its most important function. The preserve requirement suddenly appears with onset of the sexual cycle.

In a particular way, territory guarding by the monogamous and polygamous cocks only serves elimination of sexual rivalry. The bird occupying the preserve is indifferent to approaches by other animals. He also tolerates another great bustard cock as long as it does not mean sexual rivalry. Species mates of male sex may stay undisturbed in the immediate vicinity of the cock occupying his rutting preserve as long as their behaviour does not overstep the limits of the state of rest. Should, however, a foreign cock tip up its tail — this being the first sign of rutting or some other excitement — the preserve owner will attack him immediately. A high-pitched great bustard cock spreads its quill-feathers fan-wise then folds them again and flat-



Figure 4. Great bustard cock marking his rutting preserve by fluttering it at Csabacsúd in March 1977.
 4. ábra. Dűrgőrevirjét röpítve kijelölő tűzokkakas Csabacsúdon, 1977 márciusában (Fotó: Dr. I. Sterbetz)



Figure 5. Old great bustard cock standing on right margin of picture tolerates non-commanding males inside his rutting preserve
5. ábra. A kép jobb szélén álló öreg tüzokkakas dúrgőrevérjén belül megtűri a nem imponáló hímeket is (Fotó: Dr. I. Sterbetz)



Figure 6. At time of rutting cockerels are roaming in a feeding community
 6. ábra. Düröcs idején fiatal kakasok táplálkozó közösségben kóborolnak (Fotó: Dr. I. Sterbetz)

tens them on his back. At such times, his snow-white lower quill-feathers are shining far. It is to this signal that the preserve owner reacts.

The marked and occupied preserve provides undisturbed mating for the owner. As long as the preserve borders are not definitely recognized, other monogamous or polygamous cocks often try to expropriate it. The preserve fight may end with severe injuries or even death of one of the partners. On sites with a great number of monogamous cocks living in one population (Csabacsúd, Nagyszénás) preserve fights are frequent. With polygamy, fights occur less frequently and were never observed by the author with the unmated type rutting in packs. Generally, the farther the sexual ratio of a population from natural 1 : 1 the less active the preserve defense will be.

2. Rutting by the three sexual types

The great bustard cock is capable of reproduction from its fifth to sixth year on (GEWALT, 1959, 1963, 1966). His rutting display is taking place when having got hormonally suitable for it, having taken possession of a rutting preserve, with one or more female birds staying nearby, finally when excited by the sight of sexual rivalry or some other sex effect.

The sexual behaviour of the cock ready for mating at first manifests itself in an aggressiveness anxious for the partner, then gradually takes on a commanding character and on such level has the only aim of arousing in the hen the mood for copulating. Details of the sequence and daily rhythm of rutting movements are omitted here since these are well known from literature (Summary in: DORNBUSCH—KLAFS—WINKLER in: GLUTZ, 1973).

All three sexual types agree in that it is the preserve owner cock that is visited by one or more hens.

In the case of monogamy, as soon as a hen nearing the cock gets inside the preserve boundaries she becomes possession of the cock who is ruling over her. He does not let his partner go over to the preserve of foreign cocks (observations at Kardoskút, Csabacsúd, Cserbökény and Székkutas). On the 19th April 1976, a cock being in full rutting at Békéssámszon repeatedly tried mating with his hen, unsuccessfully. After repeated futile efforts he expelled his indifferent partner from the preserve. Next day, this cock was rutting again in the company of a hen but whether his previous-day mate has returned or he acquired a new hen could not be stated.

As regards polygamy, the cock has domination over a harem consisting of two-three-four hens, likewise, as the monogamous males. The hens' readiness for mating may establish an order of rank among the females. As observed by the author at Pusztaföldvár on the 2nd May 1978 in a four-member harem of a cock where repeated approaches of two active hens apparently excluded the possibility of fecundating the two other females latter being more difficult to excite.

With the unmated type the cocks rutting in groups do not dominate anymore the hens gathering round them, probably due to their numerical superiority. Relationship of the sexes is restricted here to the minutes of copulation. The fertilized hen is driven out from beside the cock by the next nearing female. Approaches by an excess number of hens exclude the possibility of remaining together for a longer period here by the partners.



Figure 7. On its 200 x 300 m enclosure three-year-old semi-wild great bustard cock was credited to ritting by alarming closeness of observers
 7. ábra. 200 x 300 m-es, elkerített élőhelyen a hároméves, félvad tücsökkakast durrósra ingerelte a megfigyelők nyújtatott közelsége
 (Fotó: Dr. I. Sterbacz)

Pure monogamy in the populations examined was recorded by the author only at Kardoskút (No. 6) and in 1976—77 at Székkutas (No. 3). For the rest of the populations two or three sexual types were detectable at the same time. It should be emphasized that in such cases monogamous and polygamous cocks were staying always more distant from the unmated males rutting in groups and more intensively guarded their marked rutting territories.

It has been verified in several cases that excitement of non-sexual character may also induce rutting and even heighten it to the highest level in the great bustard cock. This phenomenon is independent already from the pattern of populations, from the age and hormonal state of cocks and also from the season. At Csabacsúd (No. 4), in November 1973, in a great bustard pack frightened by a sheep dog, one of the cocks was rutting for a few minutes as intensively as at the time of spring mating (STERBETZ, 1975). Cocks two to three years of age raised semi-wild at the great bustard rearing station in Dévaványa were rutting for some minutes when alarmed by the appearance of foreign persons on their 200×300 m enclosure. Whether resulting from sexual or other excitement rutting always means such tension as can be led back to the state of rest only by substitute activity. Walking with turned up tail, preening, waving of half-open wings, swinging of the trunk back and forth, dust bath, pecking and stacking to and from of blades of grass, moreover two to three minutes sleeping by the bird falling prone were observed by the author.

3. Behavior of non-rutting young and old cocks

No manifestations referring to their later sexual types were noticed by the author in the behaviour of sexually immature cockerels. These birds forming smaller feeding communities were staying in packs in the environs of rutting grounds or inside them. The community of cockerel packs disintegrates only after the reproduction period when the social relations of all great bustards without regard to age and sex are disturbed by moulting.

At Csabacsúd (No. 4) author had an opportunity to observe the spring behaviour of a male having grown too old and become inactive. Author kept watching here since 1965 a very big old cock that did not mark out a rutting preserve for himself in the last eight years, was not rutting and did not join the feeding community of young males either. He remained alone from the disintegration of the winter great bustard packs until autumn flocking. Omitting aggressive forms of expression he was staying unhurt on territories of both monogamous and polygamous active males.

4. Behavior of the hen at the time of rutting with the three sexual forms

Sexual interest of the hen is aroused by the cock when latter is making commanding movements. At Csabacsúd (No. 4) it was observed by the author on the 25th April 1979 that a hen shunned a cock wanting to copulate without rutting. On the same site, it was found on several occasions that „play rutting” by cockerels of no full sexual value was ignored by the hens. The more showy the rutting of old cocks the sooner the hen gets excited. Hens need more excitement than males for mating to come about. At Kardos-

kút (No. 6) in 1976 a stronger cock expelled the monogamous owner from an unsuitably occupied rutting ground. The expelled male tried in vain to return first peacefully then aggressively. After the failure he roamed in the company of his hen in the environs of his earlier preserve but after loss of the rutting ground he discontinued rutting. After two days the hen left the male. This year there was no nesting here.

As regards grouped rutting by unmated cocks, as well known, females try to associate now with one now with another cock and make efforts to precede their rivals in mating. Under such circumstances the more spectacularly commanding cocks are getting at more hens but too frequent copulation is probably one of the reasons of the frequent infertility of eggs. Therefore, among cocks rutting in groups there are often males to be found rutting steadily but unable to accept the approaches of hens flocking round them.

5. Relationship of cocks and hens in the post-fecundation period

The sexual relations of the various types still difficult to look over in the hours of rutting is more clearly differentiating during the post-copulation period.

After fecundation the hen leaves the rutting preserve and retires to her nesting site. As regards the populations in Eastern Hungary usually there is no large distance, as a rule only a few hundred metres, between the rutting and nesting grounds. The hen is receding into larger distance only when forced by the state of the field vegetation.

In the case of monogamy the partners remain together also after mating. The cock follows the hen retiring to her nesting site, is keeping guard nearby, and the more active males vigorously defend their hatching mate. This behaviour was described by CHERNEL (1904) as being of general validity. NAGY (in: FODOR—NAGY—STERBETZ, 1971) at Zsadány, in May 1938 mentions a case when the cock guarding the hatching hen attacked a nearing horseman. Such a nest protecting scene was observed by the author at Kardoskút (No. 6) on the 15th May 1978. Here a cock staying at about 40 to 50 m distance from the nest approached to 20 m a woman gathering flowers of camomile (*Matricaria chamomilla*), then jumping up a few times tried to force her to leave with outstretched neck and hovering wings. This behaviour pattern said to be frequent in earlier observations and in literature occurs but rarely at present as a consequence of the unnatural population patterns developed. The monogamous cock following his mate to the nesting ground is rutting still for a few days while guarding the hatching hen. It was observed by the author at Csabacsúd (No. 4) that the cock guarding his nesting mate returned to his rutting preserve, was rutting there for several hours, then after sunset returned near his hatching hen. As retards monogamous types, the community of partners disintegrates late in the nestling rearing period probably when cocks start summer moulting (STERBETZ, 1976).

Polygamous cocks do not show uniform behaviour. E.g. at Pusztaföldvár (No. 9) in May 1977 a cock having a harem of four hens after rutting retired with a single female to her nesting ground. Thereafter, he did not care anymore for the other three hens of the harem. At Csabacsúd (No. 4), on the other hand, author found in 1977 that after withdrawal of the hens to their

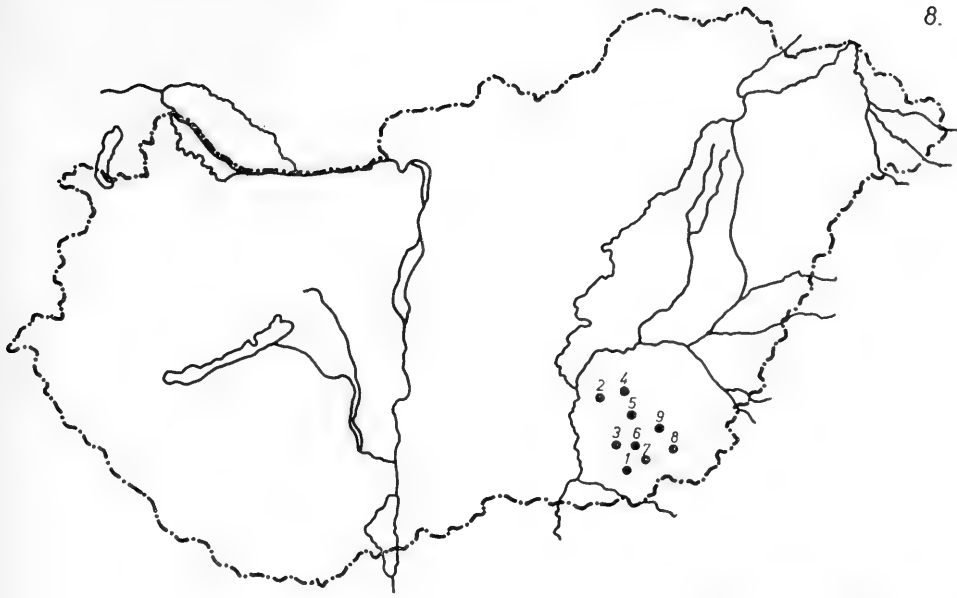


Figure 8. Location of populations examined
8. ábra. A vizsgált populációk előfordulása

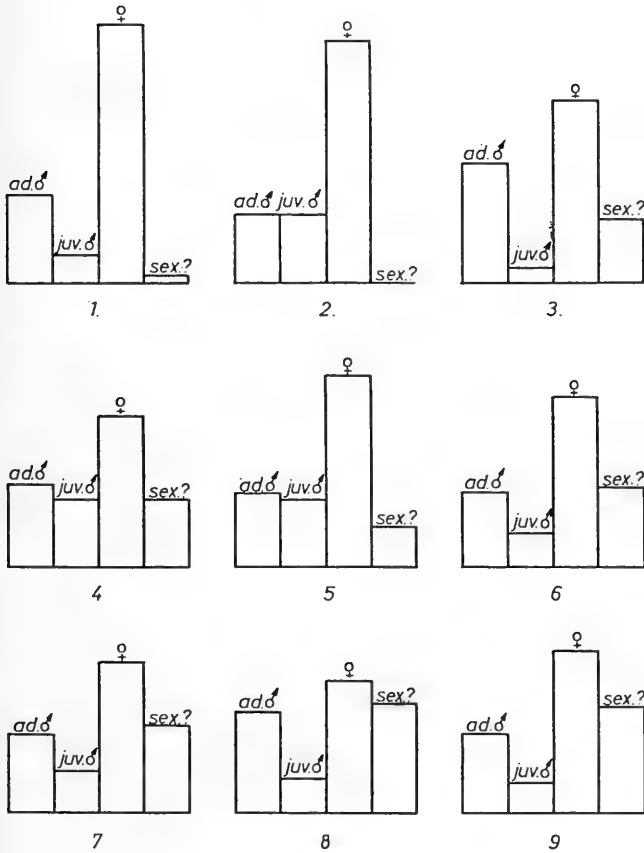


Figure 9. Mean values of population pattern (%)
9. ábra. A populációstruktúra átlagértékei (%)

hatching sites the earlier watched two polygamous cocks remained at the rutting site and continued rutting, then after a few days joined the feeding community of cockerels. It was here that the author got to know the third variant, too. In this case, the cock in command of three hens was found to follow in a monogamous way one of the hens to her hatching ground. At the same time, however, another hen of its former harem joined them, the third female disappeared. The cock guarded the hatching layer and soon the other hen started nesting, too, at about 100 m distance from them. After hatching out author saw on one occasion the cock and both hens with three nestlings together. While feeding, one of the hens was followed by two, the other by one young. Chicks of the two-nestling hen seemed ten to twelve days older than the single progeny of the other female.

As regards the unmated pattern rutting in groups, after the fertilized hens have left for their nesting ground the cocks were to be seen for one to two weeks on their rutting ground. In lack of partners, however, they gradually ceased rutting. Later with the ceasing of commanding desires the rutting pack of cocks changed over to a feeding community, roamed in a circle of an ever larger radius and finally left the rutting site.

According to DORNBUSCH—KLAFS—WINKLER (in GLUTZ, 1973) this late rutting displayed at the time of hatching has considerable importance in the fecundation of hens that after failed nestings desire to mate again. It was demonstrated by Fodor (in: FODOR—NAGY—STERBETZ, 1971) in the course of hatching great bustard eggs saved from damages caused by cultural practices that a high percentage of eggs derived from supplementary hatching were infertile or produced progenies of poor viability. Belated rutting was found to be rather inactive, less spectacular, consequently, to cause but moderate excitement compared to the one performed in peak season. Probably, this is also an explanation for the frequent failure of supplemental hatchings.

6. Conclusions

Results of the author's former investigations have pointed out, in conformity with earlier literature, monogamy to be the primary natural pattern of sexual relations for the *Otis t. tarda* L. Polygamy and unmated patterns have been induced by a shift in the sexual ratio due to onesided cock hunting.

As regards the great bustard population in South-Eastern Hungary all three variants do exist, simultaneously. Often all three types can be observed within a single population. The sexual ratios involving development of the various — abnormal — types cannot be mathematically determined merely by the composition of the population pattern. The examples enumerated in the study seem to indicate that besides the numerical ratio of males and females being in the age capable of fecundating, the span of time of the prevailing unfavourable ratios as well as the genetic state of animals are determinants alike.

For populations of a non-domesticated animal species there is no possibility of applying the methods of breeding and management used with domestic animals. Therefore, endeavours to bring about „gene banks” in support of the ill-fated great bustard threatened the world over to become extinct should be based on the knowledge of population patterns. The first

step of preserving the species, the closed season, enables regeneration of the sexual ratios having been deteriorated earlier. In all probability, this may take place firstly at sites where the primary 1:1 sexual ratio or polygamy hardly deviating from it, are met with. In view of an effective practice of nature conservation, providing for the living conditions of such populations should be considered as the principal aim since without a genetic basis the great bustard forced into an agricultural environment cannot be maintained for the future.

Author's address:
Dr. István Sterbetz
Budapest
Fivér u. 4/a
H—1131

Literatur

- Chernel I. (1904): Madarak. In Brehm's Tierleben. 6. Budapest. 197–208. p.
Fodor T. – Nagy L. – Sterbetz I. (1971): A tűzok. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 1–155. p.
Gewalt, W. (1959): Die Grosstrappe. Die Neue Brehm Bücherei, Wittenberg – Lutherstadt. No. 223. A. Ziemsen Verlag. 1–124. p.
Gewalt, W. (1963): Neue Beiträge zur Brutbiologie der Grosstrappe. Beiträge z. Vogelkunde. 77–78. p.
Gewalt, W. (1966): Über Haltung und Zucht der Grosstrappe. Der Zoologische Garten. 32. 266–322. p.
Glutz v. Blotzheim – Bauer & Bezzel (1973): Handbuch der Vögel Mittel-Europas. Bd. 5. Galliformes u. Gruiformes. Akademische Verlag, Frankfurt a. M. 671–672 p.
Sterbetz, I. (1973): Wechselnde Verhaltensformen in den Geschlechtsbeziehungen einzelner Grosstrappenpopulationen Ost-Ungarns. Állattani Közlemények. LX. 1–4. 111–117. p.
Sterbetz, I. (1975): Verhalten eines beunruhigten Grosstrappenfluges. Aquila. 1973–1974. 80–81. 302–303. p.
Sterbetz, I. (1976): Gestaltung der Territorialansprüche der Populationen der Grosstrappe (Otis tarda) in Ost-Ungarn. Aquila. 1976. 82. 155–163. p.
Sterbetz, I. (1977): The environment of the Great Bustard (Otis tarda) in Hungary. Aquila. 1976. 83. 53–73. p.

Monogám, poligám és pár nélküli tűzokpopulációk szaporodási magatartásának összehasonlító vizsgálata Délkelet-Magyarországon

Dr. Sterbetz István
Madártani Intézet, Budapest

A szerző korábbi vizsgálatai (STERBETZ, 1971, 1973) kimutatták, hogy a tűzok természetes szexuális kapcsolatformája a monogámia. A napjainkban már majdnem általános poligámia és pár nélküli magatartás a hosszú időn át tartó, egyoldalú kakasvadászat miatt kialakult, természetellenes állapot. A dolgozatban az 1976–1979. évekből kilenc Békés és Csongrád megyei populáción végzett, további ilyen tárgykörű vizsgálatait ismerteti, és az állományok szerkezetét a közölt táblázatokban mutatja be. Leírja az egyes szexuális típusok szaporodási életformái között megfigyelt eltéréseket, és rámutat arra, hogy a tűzokmentés gyakorlatának eredményessége csak genetikailag megalapozott, életképes állományoktól várható.

FORSCHUNGEN ÜBER DIE AUF DEN SALZBÖDEN VON HORTOBÁGY UND BIHAR LEBENDEN WINTERSINGVÖGEL

Dr. Gábor Kovács

Von den in meiner Studie angeführten Wintersingvögeln der Salzsteppen sind die folgenden Vogelarten eingehend untersucht: die Ohrenlerche (*Eremophila alpestris*), die Schneeammer (*Plectrophenax nivalis*), der Berg-hänfling (*Carduelis flavirostris*) und die Spornammer (*Calcarius lapponicus*).

Andere Vogelarten, die in den Salzsteppen und dazu gehörenden Wiesen vorkommen und überwintern (Birkenzeisig, Hänfling, Wacholderdrossel, Wiesenpieper) werden nur flüchtig erwähnt.

Die vier Charakterarten sind in der Puszta von Herbst bis zum Frühling zur gleichen Zeit aufzufinden. Ihre Nahrungsgebiete sind mehr oder minder gleich oder grenzen in den Pflanzengesellschaften der trockenen Salzböden eng aneinander.

Ungeachtet dieser Tatsache mache ich ihre Vorkommen je nach Arten bekannt. Innerhalb dieser Darlegung werde ich mich mit ihren mengen-mässigen Verhältnissen, Migration, Biotop, Nahrung, Verhalten und den sich assoziierenden Arten befassen. Bei der Analysierung der einzelnen Arten wird auch auf die heimische — und eventuell — auf die wesentlichere ausländische Fachliteratur hingewiesen so wie ein Vergleich zwischen den Salz-böden von Hortobágy und Bihar angestellt. Meine Studie wurde auf Grund der in den Jahren 1973—1979 durchgeführten Beobachtungen zusammen-gestellt, und die Sammlung der Daten im März 1979 abgeschlossen.

Zu meiner Arbeit wurden auch die Angaben meiner im Gebiet des National-parks Hortobágy arbeitenden Mitarbeiter, der Naturschutzaufseher LÁSZLÓ SZABÓ, ISTVÁN FINTHA, DR. CSABA ARADI und des Naturschutzwächters ÁRPÁD SZALONTAY benützt.

Bei der Behandlung der einzelnen Arten werden die von ihnen stammenden Angaben unter ihren Namen angegeben. Für ihre, zur Zusammenstellung meiner Studie geleistete wertvolle Hilfe möchte ich meinen bestens Dank auch auf diesem Wege aussprechen.

Meine Beobachtungen wurden in den folgenden Gebieten durchgeführt: in Bihar Derecske, Konyár, Konyári-Sóstó, Sándoros, Esztár, Kismarja, Nagykereki.

Im Nationalpark Hortobágy und in seiner Umgebung wurden die folgenden Gegenden untersucht: Nagyszik bei Balmazújváros, Magdolna, Nyírólapos, Görbehát, Ökörfold, Mátá, Kungyörgy, Kékes, Umgebung des Fischteiches (Halastó), Kecskés, die Weiden bei Füredkócs, Parajos, Puszta bei Nagy-iván, Zám, Borzas, Kunmadaraser Puszta. Ágota-Puszta, die Weiden bei Karcag, Szelencés, Angyalháza, Pentezug.

Ich wohne seit 1976 im Südgebiet des HNP (Nationalpark Hortobágy),

und begehe täglich die mir anvertrauten Puszten, demzufolge hatte ich die Gelegenheit unter anderem die meiner Studie untersuchten Vogelarten ständig zu beobachten. Dementsprechend, seit 1976, stammt die Mehrheit meiner Daten überwiegend aus den südlichen Heidegegenden des HNP (Kunmadaras, Nagyvíván, Zám, Borzas, Ágota, Pentezug).

In die Datenreihen der Jahre vor 1976 habe ich an erster Stelle die Beobachtungen des Naturschutzaufsehers LÁSZLÓ SZABÓ und die des Naturschutzwächters ÁRPÁD SZALONTAY übernommen.

1. Ohrenlerche — *Eremophila alpestris* L.

Die von heimischen Autoren veröffentlichten Studien nehmen keinen einheitlichen Standpunkt über das Vorkommen dieses Vogels ein. Ausführlich analysiert SCHÄFER (1959) in seiner Studie die bis zu dem Jahr 1957 in Ungarn bekannten Vorkommen der Ohrenlerche, und demzufolge drückt er sich folgendermassen aus: „Wie die früheren Daten beweisen, war die Ohrenlerche (*Eremophila alpestris*) immer ein seltener Gast unserer Heimat. Sie war natürlich nicht nur innerhalb unserer heutigen Grenzen selten aufzufinden, sondern auch über dem ganzen Karpatbecken galt sie als eine Seltenheit.“ Demgegenüber hält sie UDVARDY (1941), in seiner wertvollen tiergeographischen Studie über die Vogelwelt in Hortobágy, für einen ständigen und charakteristischen Wintergast der Salzsteppe, der Gesicht des Fachmannes nur selten bekommt.

Slowakische Ornithologen (MOSANSKY—PALÁSTHY—VOSKÁR—DANKO) berichten über ihr Massenvorkommen während des Winters von 1963—64 im Gebiet jenseits unserer Grenzen, im Kaschauer Becken. Auf Grund meiner, in den Jahren 1973—1979 durchgeführten Beobachtungen, bin ich selbst zu der Überzeugung gekommen, dass sie in den Salzbodengebieten von Hortobágy und Bihar jenseits der Theiss ein ständiger Wintergast ist, der jedoch nicht massenweise, sondern in kleineren Scharen erscheint. In manchen Jahren ist jedoch ihre Anwesenheit weitaus auffallender, aber dieses, sich in schwankender Stärke zeigende Vorkommen, kann noch lange nicht eine Invasion genannt werden (KOVÁCS, 1977, 1978). Nach NAGY (1962) bzw. auf Grund mündlicher Mitteilungen gilt sie unter den Landschaften unserer Heimat in der Nyíregend (Nyírség) als eine Vogelart, die ausgesprochen häufig vorkommt, demnach lohnt es sich neben den Salzböden auch die Sandgebiete zu untersuchen.

Von den von STERBETZ auf den Salzböden von Békés—Csongrád durchgeführten Beobachtungen sind auch viele *Eremophiladaten* bekannt.

Im nachfolgenden werden die Daten über das Vorkommen dieses Vogels vom Herbst 1973 bis zum Frühling 1979 chronologisch mitgeteilt; hingewiesen wird dabei auch auf den Biotop.

1973—74

Datum	Ort	Anzahl	Biotop
28. 11.	Pentezug	3	Spargulariaflecken (SZABÓ)
16. 12.	Konyári-Sóstó	22	Ausgetrocknetes Bett des natronhaltigen Teiches

<i>Datum</i>	<i>Ort</i>	<i>Anzahl</i>	<i>Biotop</i>
04. 01.	Puszta bei Nagyiván	6	Camphorosma (SZALONTAY)
14. 01.	Kunmadaraser Puszta	57	Viehherdestand (SZALONTAY)
16. 01.	Pentezug	101	Festucetum (FINTHA— HARASZTHY—SZABÓ)
31. 01.	Zám	5	Ruderalpflanzen (SZALONTAY)
06. 02.	Kunmadaraser P.	25	Viehherdestand (SZABÓ)

1974—75

15. 11.	Kunmadaraser Puszta	3	Neben dem Weg in der Puszta
---------	---------------------	---	-----------------------------

1975—76

20. 12.	Konyári-Sóstó	68	Natronhaltiges Teichbett, Ha- lophyten
27. 12.	Konyári-Sóstó	33	Natronhaltiges Teichbett, Ha- lophyten
31. 12.	Esztár	36	Polygonum aviculare, Acker- feld
31.12.	Konyári-Sóstó	13	Ausgetrocknetes Bett des nat- ronhaltigen Teiches
03. 01.	Kunmadaraser Puszta	17	Viehherdestand (SZABÓ)
06. 01.	Konyári-Sóstó	44	Trockenbett des Natronteiches
08. 01.	Máta	7	Weg im Salzboden (FINTHA)
13. 01.	Konyári-Sóstó	16	Kahles Ufer des natronhalti- gen Teiches
15. 01.	Nyírólapos	12	Festucetumgras
15. 01.	Görbehát	36	Neben dem Schafstall, Poly- gonum
20. 01.	Máta	11	Festucetumgras (FINTHA)
20. 01.	Konyári-Sóstó	63	Kahles Ufer des natronhalti- gen Teiches
25. 01.	Puszta bei Nagyiván	35—40	Kahler Grabenrand (SZABÓ)
25. 01.	Zám	14	Natronhaltiger Rasen, bewach- sen mit Beifuss-BüscheIn (SZABÓ)
27. 01.	Pentezug	51	Festucetumrasen, Wege
07. 02.	Kunmadaraser Puszta	35	Festucetumrasen, bewachsen mit Beifuss-BüscheIn (SZABÓ)
10. 02.	Máta	11	Festucetumrasen, bewachsen mit Beifuss-BüscheIn (FINTHA)
20. 02.	Máta	22	Festucetumrasen, bewachsen mit Beifuss-BüscheIn (FINTHA)
21. 02.	Angyalháza	84	Eis der zugefrorenen „Szik- Stufen“
06. 03.	Pentezug	30	Festucetumrasen

<i>Datum</i>	<i>Ort</i>	<i>Anzahl</i>	<i>Biotop</i>
07. 03.	Balmazújváros	11	Puccinellietum-Szik-Stufen
22. 03.	Máta	2	Szik-Feldweg
23. 03.	Máta	5	Szik-Feldweg (FINTHA)

Bemerkung: Die Bezeichnung „Szik“ bedeutet Salzboden. Es gibt noch andere Spezialausdrücke für charakteristische Reliefformen in der ungarischen Salzsteppe wie: Szik-Bänkchen, Szik-Stufe, Blind-Szik, Szik-Ader.

Szik-Bänkchen ist ein flaches Erdrelief, das 10—15 cm hoch aus der flachen Erdoberfläche des Salzbodens herausragt und in der Puszta eine oder mehrere Inseln bildet.

Szik-Stufe ist die Erdoberfläche am Fusse eines Szik-Bänkchens.

Blind-Szik: Kahler, öder Salzboden, wo keine Pflanze gedeiht.

Szik-Ader: ganz schmale, aderähnliche Einsenkungen in dem Salzboden, die manchmal auch Wasser führen können.

1976—77

07. 11.	Kunmadaraser Puszta	2	Blind-Szik
21. 11.	Karcag	42	Szik-Rasen, bewachsen mit Festucetum
25. 11.	Ohat	76	Szik-Rasen, bewachsen mit Festucetum (FINTHA)
27. 11.	Kunmadaraser Puszta	1	Feldweg im Salzboden
30. 11.	Kunmadaraser Puszta	3	Feldweg im Salzboden (SZABÓ)
18. 12.	Kunmadaraser Puszta	5	Moosiges Festucetum
28. 12.	Kunmadaraser Puszta	2	Puccinellietum, bewachsen mit Beifuss-Büscheln
05. 01.	Nagyiván, Kanalufer	6	Camphorosma
22. 01.	Kunmadaraser Puszta	28	Eisdecke der überschwemmten Wiese
11. 02.	Kunmadaraser Puszta	12	Eisdecke der überschwemmten Wiese

1977—78

06. 11.	Kunmadaraser Puszta	1	Neben dem Weg (SZABÓ)
20. 11.	Kunmadaraser Puszta	35—40	Viehherdestand
08. 12.	Kunmadaraser Puszta	21	Moosiger Festucetumrasen
10. 12.	Kunmadaraser Puszta	1	Moosiger Festucetumrasen
14. 12.	Kecskés	3	Festucetum mit Beifuss-Büscheln
21. 12.	Kecskés	3	Festucetum mit Beifuss-Büscheln
27. 12.	Kecskés	5	Festuceum mit Beifuss-Büscheln
11. 01.	Kunmadaraser Puszta	16	Moosiger Festucetumrasen
23. 01.	Kunmadaraser Puszta	2	Szik-Feldweg

<i>Datum</i>	<i>Ort</i>	<i>Anzahl</i>	<i>Biotop</i>
26. 01.	Kunmadaraser Puszta	25	Lössrücken
03. 02.	Kunmadaraser Puszta	40	Moosiger Festucetumrasen
11. 02.	Kunmadaraser Puszta	31	Damm, Ruderalpflanzen
18. 02.	Nagyiván, Kanalufer	6	Artiplex sp.
19. 02.	Puszta bei Nagyiván	57	Festucetum-Szik mit Beifuss
22. 02.	Puszta bei Nagyiván	13	Heuwiesenstoppel, Schnee
23. 02.	Kunmadaraser Puszta	26	Moosiger Festucetum
25. 02.	Kunmadaraser Puszta	19	Moosiger Festucetum
26. 02.	Zám	12	Zwischen Beifuss-Büscheln
01. 03.	Puszta bei Nagyiván	18	Blind-Szik (SZABÓ)

1978—79

08. 12.	Pentezug	5	Spergularia, Suaeda
10. 12.	Kunmadaraser Puszta	3	Moosiger Festucetum
14. 12.	Kunmadaraser Puszta	1	Moosiger Festucetum
20. 12.	Kunmadaraser Puszta	3	Moosiger Festucetum
03. 01.	Zám	5	Suaeda, Salsola, Puccinellietum
04. 01.	Puszta bei Nagyiván	10—15	Beifuss (SZABÓ)
11. 01.	Kunmadaraser Puszta	16	Festucetumrasen mit Beifuss
16. 01.	Nagyiván	5	Grabenrand, zwischen Beifuss
30. 01.	Kunmadaraser Puszta	18	Lössrücken
11. 02.	Kunmadaraser Puszta	4	Kanalufer, Ruderalpflanzen
06. 03.	Kunmadaraser Puszta	9	Festucetumrasen

Zug, mengenmässige Verhältnisse

Aus den obengenannten Daten geht hervor, dass sich die Ohrenlerchen vor allem von Mitte November bis zu Beginn des Monates März bei uns aufhalten. Ihr frühestes Datum: 06. 11. und das späteste: 23. 03.

In den Werken von MOSANSKY et al. (1965) und RINHOFFER (1974) sind die slowakischen Daten von 1963—64. und die von 1969—70. in Süddeutschland als Invasionserscheinung behandelt.

Meine eigenen Beobachtungen in den Jahren 1973—79. bestätigen nicht, dass die Ohrenlerche auch bei uns invasionsweise vorkäme. In den genannten Jahren wurde ihr Hunderterschwarm in Hortobágy nur einmal beobachtet (FINTHA—HARASZTHY—SZABÓ, 16. 01. 1974.). Ende des Winters ist sie in zahlenmässig grösseren Scharen zu sehen, als im Herbst oder während des Winters.

Während der schneefreien Wintersaison hausen sie sogar wochenlang auf den gleichen Stellen, sollte der Frost während dieser Zeitperiode noch so bitter sein. Sie können eine Schneedecke, deren Tiefe ein paar Zentimeter beträgt, noch vertragen, weil die zur Nahrung dienenden Fruchthalme einiger Grasarten und anderer Pflanzen aus der Schneedecke herausragen. Nach stärkerem Schneefall verlassen sie schleunigst unsere Salzböden, aber zur Zeit des während des Winters ablaufenden Tauwetters kehren sie zu ihrem gewohnten Nahrungsplatz zurück.

Die Ursache, dass die Winterdaten manchmal unvollständig sind, und ein anderes Mal die Zahl der Beobachtungen auffallend gross ist, lässt sich durch die unregelmässige Schwankung in der Witterung erklären.

Biotop, Nahrung

Infolge einer hohen Anzahl der, zu ihrer Nahrung dienenden Pflanzenarten, weist ihr Vorkommen ein mannigfaltiges Bild auf.

Der Aufenthaltsort der Ohrenlerchen, die auf den Solonezböden in Hortobágy und auf den Solontschakböden in Nordost-Bihar überwintern, ist sehr verschieden.

Von Jahr zu Jahr kehren sie regelmässig zu bestimmten Pflanzenvereinen sowohl in Bihar als auch in Hortobágy zurück.

1973 habe ich im Bett des ausgetrockneten Szik-Teiches neben der Siedlung von Konyári-Sóstó Ohrenlerchen gesichtet.

Von den charakteristischen Halophyten des Teichbodens dominierten die folgenden Arten: *Suaeda pannonica*, *Chenopodium urbicum* und *Crypsis aculeata*. Die niedrigeren Pflanzenteile waren mit einer dünnen Schneeschicht bedeckt, und die Ohrenlerchen „badeten“ sie sozusagen unter dem Schnee hervor, um den Samen beikommen zu können. Neben *Chenopodium* bestand ihre Nahrung in kleinerem Masse aus *Atriplex* und *Suaeda*. In 1975 und auch 1976 liessen sie sich in demselben Ort sehen, nur in weit grösserer Anzahl. Zu dieser Zeit war nur ein Teil des Teichbodens ausgetrocknet, Schnee war nirgends zu sehen, und ihre Nahrungspflanze bestand ausschliesslich aus *Suaeda*. Mitte Januar, infolge anhaltender Regenfälle kam der Teichboden ganz unter Wasser, da zogen sie sich an den kahlen Rand des Teiches zurück, wo ihre Nahrung vorwiegend aus den Samen von *Crypsis* und *Atriplex* bestand.

Ihr Vorkommen im Gebiet des Nationalparks Hortobágy, auf dem Biotop mit einer durchaus anderen Flora der Kunmadaraser Puszta ist noch regelmässiger als in Bihar.

Von den trockenen Salzböden der Puszta konnte ich sie am häufigsten im Gebiet mit sehr vielen Szik-Bänkchen zwischen Sósértő — Kis Köves halom — Kis Forrás fenék (Boden) beobachten. Das ist der Platz wo sie im November normalerweise zuerst ankommen.

Die Vegetation des Gebietes ist charakteristisch für den Solonezbodentyp. Die Stellen zwischen dem sich schwach schliessenden Rasen von *Artemisio-Festucetum pseudovinae* sind in grossem Flecken mit dem Moos von *Polytrichum piliferum* bedeckt. Charakteristisch ist das knollige Rispengras (*Poa bulbosa*), und hie und da ist auch die Flechte *Cladonia furcata* aufzufinden.

Von Jahr zu Jahr reissen die Insektenlarven suchenden Feldrabben die besonders moosigen Szik-Bänkchenrücken und Salzsteppeninseln auf („Krähenacker“), wodurch die aufgewühlten Flecken in kleinerem Masse mit Unkraut überwuchert werden (*Achillea*, sogar *Agropyron*). Die Vegetation der Szik-Adern und Szik-Stufen zwischen den Szik-Bänkchen besteht vorwiegend aus Puccinellietum mit Beifuss-Büscheln, und auf den Wasserdruckstellen gedeihen auch die folgenden Pflanzen: *Pholiurus pannonicus*, *Mentha pulegium*, *Eleocharis palustris* und *Plantago tenuiflora*.

Blind-Szik gibt es verhältnismässig wenig, er ist besonders an den steilen



Abbildung 10. Schneeammer

10. ábra. Hósármány. Hortobágy-Kunmadaras 28. 10. 1978. (Fotó: Dr. G. Kovács)

Stellen der Szik-Bänkchen zu finden, wo die Pflanzen: *Camphorosma annua*, *Plantago maritima*, *Matricaria chamomila* und *Spergularia marginata* wachsen.

Die Hauptnahrungsgebiete der Ohrenlerchen in diesem Biotop sind die Szik-Bänkchenrücken, bzw. die Salzsteppeninsel. (Den Nahrungsplatz für die Ohrenlerchen und die anderen drei Arten in den Pflanzengesellschaften der Salzsteppe stellt die Abbildung 10. dar.)

Während des Schneewetters verzehren sie auch die Samen der auf den Szik-Stufen wachsenden Pflanzen (*Puccinellia*), aber noch häufiger fressen sie die Frucht des Schwingels (*Festuca*). Es kommt auch vor, dass sie sich von den Samen der auf den mit Unkraut stärker bewachsenen Szik-Bänkchenrücken wachsenden Schafgarben (*Achillea* sp., *Atriplex litoralis*) ernähren.

Die Gegebenheiten in Nyirőlapos, Angyalháza und Szelencés sind auch den Verhältnissen der Kunmadaraser Puszta ähnlich. Die sich auf den Viehherdeständen ernährenden Ohrenlerchen fressen am allermeisten die Frucht des Vogelknöteriches (*Polygonum aviculare*).

Auch am Rande des Dorfes Esztár in Komitat Bihar konnte ich diese Nahrungsweise beobachten (1975). Ganz individuell und charakteristisch ist ihr Biotop auf der Pentezug-Puszta in Hortobágy.

Zwischen Liba lapos — Kutas fenék erstreckt sich ein stark degradierter Alkaliboden mit einem lockererem Obergrund, wo, wegen des starken Viehbesatzes (Schaf), das Weiden und Trampeln ausserordentlich stark ist.

Der Umfang des vollkommen kahl abgefressenen Gebietes, das so glatt wie ein Tisch ist, beträgt mehrere Hektare. Die *Spergularia marginata* ist hier die dominante Pflanze, die das Trampeln gut verträgt. Der umliegende Festucetumrasen ist auch fast bis zur Wurzel abgefressen. Es ist erwähnenswert, dass das gleiche Gebiet den Mornellregenpfeifer (*Eudromias morinellus*), die zwischen August und Oktober Pentezug durchstreichen, zu einem bevorzugten Aufenthaltsort dient.

In diesem Biotop ist die *Spergularia* die Nahrungspflanze der Ohrenlerchen. Schliesslich sind die Puszten durchquerenden öden Feldwege und ihre unmittelbaren Umgebungen ein charakteristischer Aufenthaltsort, der auf allen Gebieten in Hortobágy beobachtet wurde.

Was ihre Nahrungsaufnahme betrifft, erwiesen sich die Monate Januar — Februar des Jahres 1977 als ungewöhnlich, da zu jener Zeit, nach einem frühzeitigen starken Tauwetter, die abgegrasten Wiesen der Puszten bei Kunmadaras und Nagyiván überschwemmt wurden und das Wasser auf neue zufror. Nur die Grasstubben ragten aus der Eisschicht hervor, und unter denen stöberten die Ohrenlerchen herum. Unzählige überwinternde Insekten wurden durch das Tauwetter aus ihrem Winterversteck getrieben, sie versteckten sich unter den Grashalmen, oder krochen schlaff auf der Eisdecke herum.

Ihr Verhalten, und die sich zu ihnen assoziierenden Arten

Ihre Bewegungsweise ist flink, lebhaft. Während ihrer schnellen Läufe bleiben sie kruz stehen, spähen herum, dann beginnen sie wieder ihre Nahrung aufzulesen. Sie sind zutraulicher als der Berghänfling und manchmal sogar als die Schneeammer. Jedoch, näher als 10—15 m lassen sie uns nicht herankommen, und in wilder, an die Regenpfeifer erinnernder Flucht suchen sie das Weite.

Bei windigem Wetter, wie die drei anderen Arten, verhalten sie sich weitaus wilder. Die aufgeschreckte Schar schwingt sich plötzlich in die Luft, kreist tief über dem Boden, und fliegt meist in der Nähe von der Stelle wo sie aufgeschreckt wurde, wieder herab.

Bei Tauwetter, wenn aus dem Wasser nur die Rücken der Szik-Bänkchen herausragen, gelangen sie, während der Nahrungsaufnahme, immerfort mit ganz kurzen Flügen von einem Inselchen zu dem anderen.

Männchen mit farbigen Federohren sind sehr selten zu sehen (Spätvorkommen am Ende März). Im allgemeinen ist ihr Farbenton in der Mitte des Winters der matteste, aber die schwarzen Flecke des Scheitels, der Ohrengehenden und des Kropfes stechen noch immer scharf von der gelben Farbe des Kopfes ab.

Junge Exemplare mit bleich gestreifter Brust wurden verhältnismässig selten, höchstens nur 1 oder 2 gesichtet.

Ihre Assoziationsverhältnisse sind sehr mannigfaltig. 1973 wurden sie in Bihar einmal in der Gesellschaft von Birkenzeisigen und Schneeammern gesichtet (Kovács, 1976).

Wegen der Ähnlichkeit ihrer Nahrung gleicht ihr Biotop in Hortobágy zum Teil jenem des Berghänflings, und daher kommt es, dass sie unter allen Arten am allermeisten mit dem Berghänfling zusammen zu sehen ist. Auf

den öden Salzböden oder in den Ruderalpflanzen der Kanalufer gesellt sie sich gern zu den Schneeammern. Es kommt selten vor, dass sie sich unter die Gesellschaft von Feldlerchen und Wacholderdrosseln mischt. Sie wurde öfters mit Spornammern zusammen gesichtet, aber die Exemplare der zwei sich nebeneinander ernährenden Arten haben sich — ausgerechnet wegen der frei herumlaufenden Natur der Ohrenlerche und der sich duckend bewegenden Art der Spornammer — ständig abgesondert.

2. Die Schneeammer — *Plectrophenax nivalis* L.

Über die zircumpolare Verbreitung dieser Vogelart, und über ihr inländisches Vorkommen schrieb STERBETZ (1965) eine gründliche Studie mit dem folgenden Titel: „Die tiergeographische Rolle der ungarischen Tiefebene in der Winterbewegung der Schneeammer (*Plectrophenax nivalis* L.).“

Er zieht einen Vergleich mit den Daten der im Gebiet der von uns südlich liegenden Staaten und den bei uns durchgeführten Beobachtungen, und weist darauf hin, dass die Mehrheit (70%) der im Karpathenbecken gesichteten Schneeammern in der ungarischen Tiefebene beobachtet wurde. Er teilt wertvolle Angaben über die Nahrungszusammensetzung der bei uns überwinterten Exemplare mit, wonach bei schneefreiem Wetter der Samen des Kampferkrautes (*Camphorosma*) dominant ist.

Ebenfalls STERBETZ (1971) berichtet über eine im Monat Januar 1969 auf den Salzböden bei Kardoskút gesichtete Masse von mehreren Tausenden von Schneeammern, deren Hauptnahrung in der mit einer dünner Schneedecke bedeckten Puszta aus den Samen der Pflanze *Trifolium* bestand.

Nach UDVARDY (1941) ist sie ein ständiger Wintergast in Hortobágy.

In den Jahren 1973—79 sichtete ich sie regelmässig in Bihar und Hortobágy; sie ist ein charakteristisches Element der Wintervogelwelt der Salzböden (KOVÁCS, 1976, 1978).

Abgesehen von einigen Ausnahmen, die ich im nachfolgenden ausführlich analysiere, entsprechen die in der Studie von STERBETZ (1965) angegebenen Tatsachen grösstenteils auch dem Vorkommen der Schneeammer in Hortobágy.

Weder in Hortobágy noch auf den Salzböden in Nord- und Ostbihar habe ich beobachtet, dass sich dieser Vogel zu einer aus Tausenden oder mehrerer Tausenden von Exemplaren bestehenden Gruppe angesammelt hätte. Es ist anzunehmen, dass sie auf diesem riesengrossen Gebiet gleichmässig verteilt sind.

In den Jahren zwischen 1976—79, im Laufe meiner ständig durchgeführten Beobachtungen, gelangte ich zu dem Schluss, dass von den vier in meiner gegenwärtigen Studie untersuchten Arten die Schneeammer der am wenigsten gebietstreue Vogel ist. Während die Spornammern oder die Ohrenlerchen sozusagen täglich in demselben Kreis zu finden sind, und sogar auch die Hänflinge regelmässig ein grösstenteils gleiches Gebiet bewandern, habe ich die Schneeammer immer unvermutet und zufällig in den verschiedensten Stellen der Puszten beobachtet. Obwohl sie ihre wichtigste Nahrung (*Camphorosma*) nur in der öden Umwelt der Blind-Szikkboden auffindet, verharrt sie doch auf keinen der Blind-Szikgebiete auf längere Zeit.

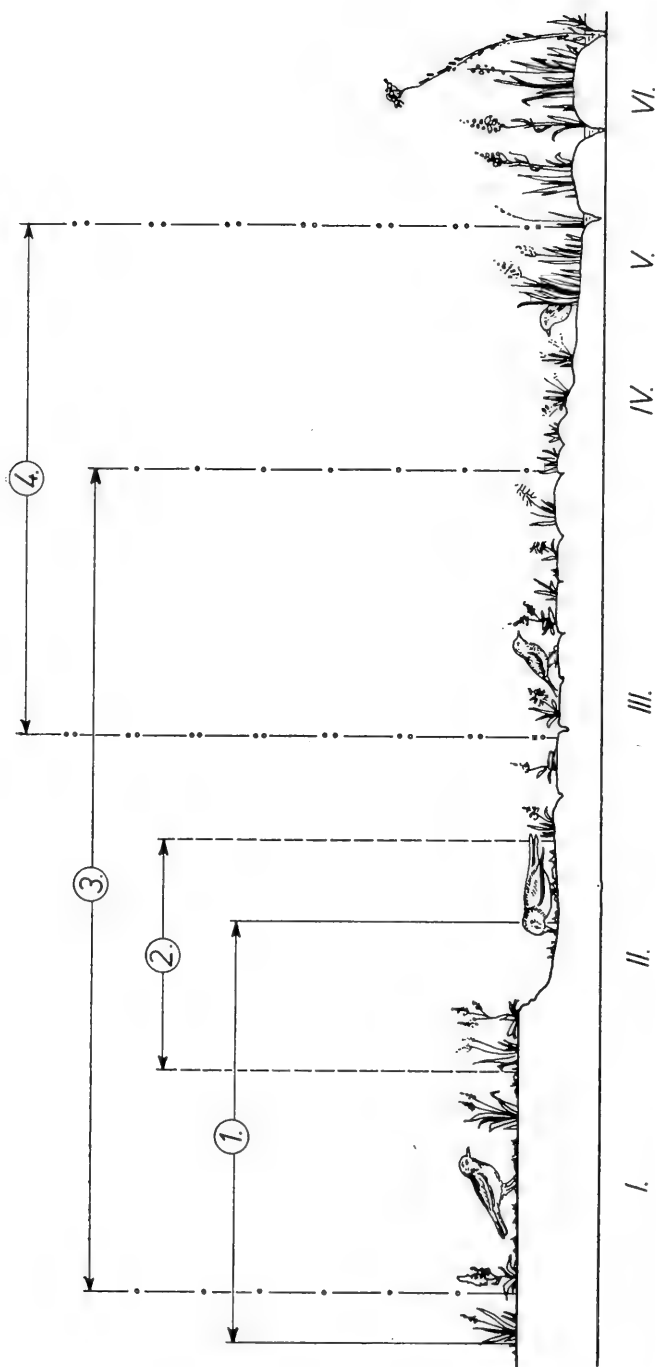


Abbildung 11. Futterplätze
11. ábra. Táplálkozó területek

1. *Eremophila alpestris*, 2. *Plectrophoenax nivalis*, 3. *Carduelis flavirostris*, 4. *Calcarius lapponicus*, 1. *Artemisio-Festucetum pseudovinae*, 11. *Camphorosmetum annuae*, 111. *Puccinellietum limosae artemisioides*, IV. *Pholuro-Plantaginietum tenuiflorae*, V. *Eleocharido-Agrostidetum albae*, VI. *Alopecuretum pratensis*, *Beckmannietum cruciformis*

Ihr Biotop

Die Aufenthaltsorte, wo sie am allermeisten vorkommt, sind wie folgt: Blind-Szik (Szik-Bänkchen, Abhänge der Bänkchen), Bett ausgetrockneter Szik-Teiche, kahle Feldwege in der Puszta, Kanaldämme und Grabenränder. In der Salzsteppe, und in der Umgebung von Ruderalpflanzen ist sie selten zu sehen, eher nur während der Schmelz- und Regenperioden.

Ihr Vorkommen auf Ackerfeldern (Luzernenstoppel) habe ich in einigen Fällen vor allem in Bihar beobachtet (16. 11. 1974.).

Neben Konyár sichtete ich 27 Exemplare.

Ankunft, Fortgang, mengenmässige Verhältnisse

Sie kommt in der Regel Anfang oder Mitte November beinahe zur gleichen Zeit mit der Ohrenlerche an. Ihr frühestes Datum: 23. 10. 1977., Szelencés Puszta.

Ende des Winters verschwindet sie sehr schnell, sogar im Februar kann sie als eine Seltenheit betrachtet werden. Im März konnte ich sie nur einmal und zwar auf der Puszta bei Nagyiván am 4-ten März 1977. beobachten. Dieses Datum bedeutet zugleich ihr spätestes Frühlingsvorkommen.

Im Vergleich mit den Verhältnissen in Südungarn wird die Überwinterung dieses Vogels in Hortobágy verschieden beurteilt.

In kalten Jahreszeiten, bei strenger Kälte kommen sie zwar auch bei uns in Hortobágy vor, bringt aber diese Kälte eine dickere Schneedecke mit sich, dann ziehen sie von der Puszta fort. Windige Wetterverhältnisse sind den Schneeammern günstig, denn der Wind legt die an den emporragenden Stellen der Szik-Bänkchen, Kanalufer und Reisdämme wachsenden Halophyten frei, wodurch die Schneeammer zu ihrer Nahrung gelangen. Die sich in den Wintervorkommendaten zeigenden zwei-dreiwöchigen Aussetzungen bezüglich dieses Vogels, der ungewöhnlich viel herumstreicht, beweisen noch lange nicht, dass er kein überwinterer ist, aber die Tatsache seiner Überwinterung kann mit Sicherheit — wie im Falle des Berghänflings — nicht behauptet werden.

Von den Gebieten in Hortobágy stammen die meisten Schneeammerdaten aus der Pentezug genannten Puszta.

Die mengenmässigen Verhältnisse der Schneeammer zähle ich nicht durch eine Mitteilung der vollständigen Datenreihe auf, sondern durch die Auswertung der einzelnen Winterperioden in den Jahren 1973—79 hebe ich ihr Massenvorkommen hervor, bzw. weise ich auch die negativen Perioden hin.

1973—74

In Bihar wurden kleinere Schneeammergruppen (max. 11 Exemplare) gesichtet, dagegen kamen sie in Hortobágy massenweise vor.

<i>Datum</i>	<i>Ort</i>	<i>Anzahl</i>
15. 11.	Pentezug	etwa 200 (SZALONTAY)
01. 12.	Pentezug	170 (SZABÓ)
14. 12.	Puszta bei Nagyiván	250 (SZALONTAY)

1974—75

In Bihar wurde sie öfters gesichtet als während des vorigen Winters (6 Daten, max. 32 Exemplare, Konyári-Sóstó, 16. 02. 1975.).

Dagegen ist die Anzahl ihrer Vorkommendaten in Hortobágy weniger als in Bihar (5 Beobachtungen, max. 200 Exemplare, Pentezug 18. 11. 1874., beobachtet von SZABÓ).

1975—76

Von allen Jahren kann dieses — betreffs ihres Vorkommens — für das schwachste angesehen werden. In Hortobágy und in Bihar sind nur je 2 Daten vorhanden. Gesichtet wurden sie nur im November und Dezember.

Max. 24 Exemplare (Konyári-Sóstó, 06. 01. 1976.).

1976—77

In dem Raum von Hortobágy wurden 22 Daten aufgezeichnet. Das lässt sich damit erklären, dass ich bereits zu dieser Zeit im Gebiet des HNP wohnte und täglich Beobachtungen durchführte.

In Bihar konnte ich keine Schneeammer sichten. Auf der Kunmadaraser Puszta in Hortobágy beobachtete ich sie in 8 Fällen.

Maximale Anzahl: 286 Exemplare (11. 01. 1977.)

1977—78

Sie wurde in Hortobágy in 15 und in Bihar in 2 Fällen gesichtet. Ihr Vorkommen war wechselvoll und sporadisch. Sie erschien auch in den folgenden Gebieten: Ágota, Zám, Balmazújvárosi Nagyszik. Im Dezember wurde sie nicht gesichtet.

Max. Vorkommen: 180 Exemplare (Kunmadaraser Puszta, 20. 01. 1978., SZABÓ).

1978—79

13 Beobachtungen in Hortobágy und 3 in Bihar. Sie zeigten sich in kleineren Gruppen.

Max. Anzahl: etwa 100 Exemplare (Puszta bei Zám, 08. 12. 1978.). Die Mehrheit der Daten stammt vom Dezember; die Februardaten sind nicht vorhanden.

Verhalten und die sich zu ihr gesellenden Arten

Die am frühesten ankommenden Exemplare sind im allgemeinen allein-stehende Vögel, die sich ungewöhnlich fromm verhalten. Das Exemplar, das auf dem Foto zu sehen ist, habe ich aus einer Entfernung von kaum 4 Meter ganz frei fotografiert. Die Schneeammern, die sich innerhalb eines Schwar-

mes bewegen, sind eher vorsichtiger. Ich habe beobachtet, dass das Verhalten der Männchen misstrauischer ist, und sie schrecken den Schwarm durch ihren Notschrei auf.

Bei windigem Wetter verhalten sie sich ungewöhnlich lebhaft, fliegen und kreisen viel in der Luft herum. Nach Regen oder bei Schneeschmelze baden sie oft in den Natronlaken.

Am 4-ten Dezember 1976. wurde ein aus 25 Exemplaren bestehender Schwarm beobachtet und photographiert, wie er sich auf den aus dem Wasser der überschwemmten Salzsteppe herausragenden kleinen Inseln und Bülden aufhielt, sogar in das ein paar Zentimeter tiefe Wasser hineinging und in ihm herumwanderte.

Sie gesellt sich gerne zu anderen sich auf den Salzböden ernährenden Singvogelarten. In Bihar wurde sie im Vereine mit Birkenzeisigen und Ohrenlerchen gesichtet (KOVÁCS, 1976).

In Hortobágy gesellte sie sich am allermeisten zu dem Berghänfling. Mit Spornammern wurde sie seltener gesichtet, nur alleinstehende Exemplare schlossen sich einer in die Höhe fliegenden Schar an.

In einigen Fällen wurden auch Wacholderdrosseln und Feldlerchen mit Schneeammern zusammen beobachtet.

Im Flug gesellt sich gelegentlich ein jeder unserer Singvögel zu dem grossen Schneeammernscharen, jedoch im Nahrungsraum sondern sie sich schon ab. Nur die Ohrenlerche bildet eine Ausnahme. Es ist eine allgemeine Erscheinung, dass alleinstehende Exemplare oder kleine aus 2—3 Exemplaren bestehende Gruppen stets die Gesellschaft anderer in der Puszta lebenden Kleinvögel suchen, jedoch grössere Scharen mischen sich unter andere Vögel nur stellenweise, in den seltensten Fällen.

3. Der Berghänfling — *Carduelis flavirostris* L.

Von den in meiner Studie untersuchten vier Vogelarten kommt dieser Vogel am allermeisten und in den grössten Massen auf den Salzböden in Hortobágy und Bihar vor.

Während die drei anderen Vögel im engeren Sinne des Wortes keine Überwinterer genannt werden können, hält sich der Berghänfling vom Spätherbst bis Vorfrühling ohne Unterbrechung hier auf, und reagiert auf die Schwankungen der Witterung nicht so sehr. Dass lässt sich auch durch das weite Spektrum seiner Nahrungsaufnahme auch erklären.

Seine Hauptnahrung in den Salzböden besteht aus der Frucht des Beifusses (*Artemisia monogyna* ssp. *salina*), (STERBETZ, 1971), aber er ernährt sich auch von den Samen der folgenden Pflanzen: *Limonium*, *Atriplex*, *Achillea* und *Polygonum*.

Sein inländisches Vorkommen wurde in der Studie von BERETZK—KEVE (1971) analysiert.

Sein Biotop

Auf den mit Ruderalpflanzen bewachsenen Gegenden von Kanalufern, Viehherdeständen, Feldwegen und Einzelgehöften, auf Luzernenstoppeln, brachliegenden Ackerfeldern, in ausgetrockneten mit Unkraut überwucher-

ten Fischteichen, und auf den Dämmen von Fischteichen und Reisfeldern kommt er ebenso oft wie in den Salzsteppen vor.

Von den Schneeverhältnissen abhängig wechselt er seine Nahrung. Während der schneefreien Jahreszeit ernähren sich die meisten Berghänflinge auf den mit niedrigen Beifusspflanzen bewachsenen Flecken der trockenen Salzböden. Nach starken Schneefällen werden sie von den Ruderalbiotopen oder den aus der Schneedecke der Szik-Wiesen herausragenden Stengelpflanzen (*Atriplex*, *Chenopodium*, *Limonium*) angelockt. Nach einem Schneegestöber bevorzugen sie die durch den Wind reingefegten Dämme und Grabenränder.

In den Pflanzengemeinschaften der Salzsteppe kommt er in allen Biotopen, von Wiesen über Blind-Szikböden bis zu den Rücken von Szik-Bänken vor.

Ankunft, Abgang, mengemässige Verhältnisse

Er kommt um die Mitte oder Ende des Monats Oktober an, und hält sich hier bis zu Beginn des Monats März auf. Das früheste Datum seiner Ankunft im Herbst: 03. 10. 1976., Puszta bei Angyalháza. Sein spätestes Datum im Frühling: 28. 03. 1976., Puszta von Pentezug. Seine Population vermehrt sich gegen Ende November, und diese Menge verbleibt bis zur Mitte Februar. Nachher sinkt diese Anzahl nach und nach, und bis zu Beginn März sieht man nur gelegentlich Scharen von hundert oder mehr Exemplaren.

Im Laufe der der Untersuchung gewidmeten Jahre wurden mehrere Hunderte von Daten über sein Vorkommen zusammengesammelt. Anstatt diese aufzuführen, bewerte ich vielmehr die einzelnen Jahre, wobei die beachtlichen grossen Massen bzw. negativen Daten hervorgehoben werden.

Jeden Winter in Hortobágy ist es eine gewöhnliche Erscheinung, dass man ihren aus 300—400 Exemplaren bestehenden Scharen begegnet.

Von den Wintern vor 1973 kann jener zwischen 1971—72 als hervorragend betrachtet werden, wo während einer einzigen Beobachtung auf den Gebieten der Puszta bei Nagyiván—Zám—Borzas ungefähr 2500 Exemplare gesichtet wurden (28. 11., SZABÓ).

1973—74

Datum seiner Ankunft: 29. 10. (SZABÓ, Kunmadaraser Puszta). Zuletzt wurde er am 26-sten Januar gesichtet (SZABÓ, Puszta bei Nagyiván). Von Mitte Februar an herrschte bereits mildes Frühlingswetter, und sie zogen schnell fort.

Die zahlenmässig stärkste Schar: etwa 800 Exemplare, wurde am 1-sten Dezember, auf der Puszta von Pentezug beobachtet (SZABÓ).

1974—75

Er kam spät an. Sein frühestes Datum: 07. 11. (Konyári-Sóstó). Sein spätestes Frühlingsdatum: 12. 03. (Puszta bei Nagyiván, SZABÓ). Die Anzahl der Beobachtungen ist viel geringer als im vorigen Jahr. Auch die Zahl bzw.

Stärke der Scharen war bedeutend weniger (100—150). Am 18-ten November, in der Nähe von Nagyiván sichtete SZABÓ etwa 500 Exemplare, die sich von *Cichorium* ernährten.

1975—76

Von Mitte Oktober bis zur Mitte März hielten sie sich hier ständig auf. Das erste Datum ihrer Ankunft: 21. 10. (SZABÓ, Puszta bei Kunmadaras). Ihr spätestes Frühlingsdatum: 21. 03. (Konyári-Sóstó). Mehrere Hunderte ihrer Scharen liessen sich auch bei starken Schneefällen im Januar auf die Dauer sehen. Hervorragendes Datum: etwa 400 Exemplare, 22. 02., Kunmadaraser Puszta (SZABÓ).

1976—77

Diesen Winter erschienen sie unregelmässiger, die Beobachtungsdaten sind weniger als im vorigen Winter. Sein frühestes Ankunftsdatum: 03. 10., Puszta bei Angyalháza, aber scharenweise wurde er erst von Anfang Dezember beobachtet. Sein spätestes Vorkommen im Frühling: 06. 03. (Borzas Puszta).

Am 28-ten Dezember, in der Puszta von Ágota bei Püspökladány habe ich einen aus 500 Exemplaren bestehenden Berghänflingsschar gesichtet, während im Februar nur ein einziges Datum vorliegt: 4 Exemplare, 18. 02., Zám-Puszta (SZABÓ).

1977—78

Ihre kleineren Gruppen sind vor Mitte Oktober angekommen, aber massenweise erschienen sie erst Ende November.

Sein erstes Datum: 13. 03., Kunmadaraser Puszta. Sein spätestes Datum: 24. 02., Borzas Puszta. Den ganzen Winter lang wurden sie regelmässig und oft beobachtet. Nennenswert sind die Daten von 15. und 30. januar, als sich 180 bzw. etwa 300 Exemplare auf den Salzböden von Sándoros in Bihar und jenen von Konyár aufhielten.

1978—79

In diesem Jahr kamen sie Anfang November, spät an, aber bis März hielten sie sich auf diesem Gebiet in ständiger Anzahl auf. Sein erstes Datum: 04. 11., Kunmadaraser Puszta. Sein letztes Vorkommen: 08. 03.

Die Häufigkeit der aus 400—500 Exemplaren bestehenden Scharen, das Vorkommen auf fast allen Beobachtungsgebieten, und die Scharen mehrerer Tausender von Exemplaren, die sich im Jäner versammelt haben ist aller Wahrscheinlichkeit nach eine Invasionserscheinung. Auch in den Gebieten in Bihar liess er sich in Scharen sehen, deren Stärke 200—300 Exemplare ausmachte.

Auffallend grosse Masse: 1000—1200 Exemplare, 11. 01. 1979., Kunmadaraser Puszta (nach strakem Schneefall).

Verhalten, sich assoziierende Arten

Bei schneefreiem Wetter erblickt man in der offenen Salzsteppe in der Regel nur die auffliegende Schar. Dicht nebeneinander fliegen sie zusammen, wenden sich plötzlich und fliegen auch zu gleicher Zeit herab. Nacher verschwinden sie förmlich in der Vegetation. Der sich ernährende Vogel bewegt sich verhältnismässig wenig, hopsend geht er hin und her mit einem nicht so auffallenden, von weitem sichtbaren Lauf, wie das bei den Ohrenlerchen zu sehen ist. Wenn sie rasten möchten, oder wenn sie durch etwas aufgeschreckt sind, fliegen sie oft auf grössere Unkräuter, Stengel und im Gebiet befindliche Büsche, Bäume und Elektrizitätsleitungen.

Bei Schneewetter übernachten sie gern auf Bäumen von Baumreihen und Büschen in Waldflecken, aber in vielen Fällen habe ich auch das beobachtet, dass sie sich mit Einbruch der Dunkelheit scharenweise in der Salzsteppenvegetation der halbhohen Achilleo-Festucetum-Pflanzen zur Ruhe setzen, so, der drei anderen Arten ähnlich, übernachten sie auch auf dem Boden.

Es ist charakteristisch für seine Assoziationsverhältnisse, dass er sich sehr oft mit der Schar von Wacholderdrosseln (*Turdus pilaris*) vermischt. Die Exemplare der zwei unterschiedlichen Arten ernähren sich gemeinsam, ja sogar nach Abflug bemühen sie sich zusammenzubleiben und nach Herabfliegen die Nahrungsaufnahme fortzusetzen.

Es kommt vor, dass sich der Star (*Sturnus vulgaris*) am Ende des Winters auch zu ihnen gesellt. Auf diese Weise bilden die drei Vogelarten eine Gemeinschaft, die sich gemeinsam ernährt.

In Bihar und Hortobágy ebenfalls habe ich die Erfahrung gemacht, dass sich die Assoziation mit der Wacholderdrossel am allermeisten bei Tauwetter ereignet.

Häufig vermengt er sich auch mit den Schneeammern. Hingegen gesellt sich die Spornammer vielmehr nur einzeln, hinter ihren Artgenossen zurückstehend, zu der fliegenden Schar von Berghänflingen. Er ist oft mit der Ohrenlerche auf demselben Biotop zu sehen, aber keiner von beiden vermengt sich mit dem anderen, weder während Nahrungsaufnahme, noch nach dem Aufflug.

Manchmal kommt es vor, dass er sich dem Hänfling (*Carduelis cannabina*) oder dem Birkenzeisig (*Carduelis flammea*) beigesellt. Aber das ist nur eine sporadische Erscheinung, die nur sehr selten beobachtet wurde.

4. Die Spornammer — *Calcarius lapponicus* L.

Seit dem ersten verifizierten inländischen Datum von 1960 berichteten die Beobachter über ihr Vorkommen in zahlreichen Studien. Neben einfachen Nachrichten bezüglich des Tierreiches erschienen auch umfassendere, eingehendere Studien. HORVÁTH (1960) veröffentlicht einen Artikel über sie nach ihrem ersten Erscheinen in Ungarn. ENDES (1977) untersucht die Migration dieses Vogels in tiergeographischer Beziehung.

Die Daten über ihr Vorkommen in Ungarn sind am ausführlichsten in der in 1976 veröffentlichten Arbeit von SZABÓ bearbeitet. Neben einer Aufzählung aller Beobachtungen in den Jahren von 1960 bis 1974 berichtet er über die Migration, den charakteristischen Aufenthaltsort in der Puszta, die

Nahrung, das Verhalten und die gesellschaftlichen Verhältnisse der Spornammer mit solch einer eingehenden Gründlichkeit, dass sich eine ausführliche Darlegung der obengenannten Themenkreise in meiner vorliegenden Arbeit erübrigt.

Ich gehe auf Einzelheiten nur dann ein, wenn im Laufe meiner Beobachtungen in den Jahren 1974—79 solche neuere Kenntnisse zum Vorschein kamen, welche unsere, bis jetzt bekannten Daten über die Spornammer ergänzen und stellenweise modifizieren (Zeit der Ankunft, des Abzugs, das Problem der Überwinterung, Nahrung, Verhalten usw.). In meiner Studie, die sich mit der Spornammer befasst, möchte ich eher nur die von SZABÓ bis zum Jahre 1974 mitgeteilte Datenreihe durch meine Beobachtungen von 1974—76 in Bihar und die von 1975—79 in Hortobágy ergänzen. Wegen der ausserordentlich grossen Masse von Daten (167) muss ich ihre Aufzählung ausser Acht lassen, deshalb bewerte ich das Vorkommen dieses Vogels, auch in dem vorliegenden Fall so, dass ich, wie im Falle der vorigen zwei Arten, sein Vorkommen während der einzelnen Winterjahre zusammenfasse.

Ankunft, Abzug, mengenmässige Verhältnisse

Von den in meiner Studie untersuchten vier Arten kommt die Spornammer am frühesten an. Die Ersten erscheinen bereits Ende September, vom Anfang Oktober bewegen sie sich mehr und mehr scharenweise. Die meisten Spornammern können vom Anfang bis Ende Oktober gesichtet werden, beim Eintritt des Winters ziehen sie dann weiter. Im Januar sind sie im allgemeinen kaum zu sehen, erst Anfang Februar, wenn der Winter nachlässt, erscheinen sie wieder. Im Monate Februar, möglicherweise Anfang März lassen sie sich in Scharen sehen, die jenen zur Zeit des Spätherbstes ähnlich sind. Im Falle eines strengen, sich hinausziehenden Winters kommt es vor, dass man ihnen auch noch Mitte März begegnet (beispielsweise in 1976).

Das Muster des Sommerfederkleides ist an den im Frühseptember angekommenen Exemplaren noch gut zu sehen, der Kopf und der Hals des Männchens ist mit dunklen Flecken untermischt. Auch das Gefieder der Exemplare, die im Februar und März erscheinen, wird immer farbiger. Am 24. 02. 1978, in der Puszta von Borzas in Hortobágy konnte ich ein solches, sich umfärbendes Männchen beim Singen beobachten. Im Laufe des Februarzuges wurden Spornammern oft auch paarweise gesichtet. Im weiteren werden die Daten der einzelne Jahre bewertet.

1974—75

Die Anzahl der Vorkommen war nicht bedeutend, insgesamt konnten 19 Beobachtungsdaten eingesammelt werden. In Bihar wurde sie zwischen 24. November und 28. Januar gesichtet.

In Hortobágy kam sie am 23-sten Oktober mit ziehenden Lerchen an (SZABÓ). Ihr letztes Datum: 3 Exemplare, 16. 03., Kunmadaraser Puszta (SZABÓ). Diesen Winter wurde kein Spornammerschar gesichtet, deren Stärke über 10—12 Exemplare gewesen wäre!

1975—76

Auffallend zahlreiches Vorkommen; 36 Beobachtungsdaten. Ankunft: 09. 10., Kunmadaraser Puszta, 10 Exemplare (SZABÓ). In Hortobágy, während Oktober—November wurde eine grosse Migration beobachtet, im Dezember gibt es kein Datum; sie zogen davon. Die einzige Dezemberbeobachtung stammt aus Bihar: 8 Exemplare, Sándoros, 20. 12.

Anfang Januar kehrten sie wieder zurück. Wegen des langen Winters harhten sie bis zum Schluss des Monates März aus; es wurden auch mehrere Hunderterscharen gesichtet. Ihr spätestes Datum: 03. 04., Angyalháza-Puszta, 3 Exemplare. Die grösste Menge, die gesichtet wurde: 200 Exemplare, Kunmadaraser Puszta, 22. 02. (SZABÓ).

1976—77

37 Beobachtungsdaten. Im Vergleich mit dem vorigen Jahr war ihre Vorkommenanzahl viel weniger. Ihr frühestes Datum: 19. 10., Kunmadaraser Puszta.

Bis zum Ende Dezember hielten sie sich auf den Puszten ununterbrochen auf, jedoch waren sie nur in einer kleinen Anzahl anwesend. Vom Ende Dezember bis Ende Januar liessen sie sich nicht sehen. Erstes Datum in 1977: Zám-Puszta, 28. 01. Spätestes Vorkommen: 27. 02., Zám-Puszta, 8 Exemplare. Der grösste Schar, der gesichtet wurde: 48 Exemplare, Kunmadaraser Puszta, 18. 11.

1977—78

42 Beobachtungsdaten. Betreffs der Anzahl und der Arealverbreitung übertrifft diese Winter die Daten jenes in 1975—76. gleicherweise. Sie wurde auf 9 Puszten beobachtet. Ihr frühestes Datum: 29. 11., Kunmadaraser Puszta, 2 Exemplare. Die grösseren Massen kamen während der ersten Dekade des Monates Oktober an. Ende November zogen sie fort, und erst Ende Dezember kehrten sie wieder zurück. Im Februar wurde eine zahlenmässig kleinere Migration beobachtet, die gerade das Umgekehrte der Migration des Winters in 1975—76 erbrachte. Damals war die Herbstmigration zahlenmässig kleiner, und im Frühling wurden auch mehrere Hunderterscharen gesichtet, während jetzt während des Herbstzuges Scharen von Hundertgrössenordnung zu sehen waren. Die meistbevölkerte Schar Ende des Winters bestand aus 36 Exemplaren (Zám-Puszta, 12. 02. 1978.).

Ihr spätestes Datum: 26., 02., Kunmadaraser Puszta, 4 Exemplare. Zahlenmässig grösste Massen: etwa 100 exemplare, Borzas Puszta, 19. 09., etwa 200 Exemplare, Szelencés Puszta, 23. 10., etwa 100 Exemplare, Kunmadaraser Puszta, 21. 11.

1978—79

33 Beobachtungsdaten. Ziemlich zahlreiches Vorkommen. Die Herbstmigration zeigte sich intensiver, während die Ende Dezember ganz schwach war. Im März zogen die Vögel ein paar tagelang in Massen. Anfang Dezember,

in den ersten Tagen der ungewöhnlichen Kältewelle scharten sie sich in bis jetzt nie gesehenen enormen Massen zusammen:

etw. 480 Exemplare, Kunmadaraser Puszta, 07. 12.,

etw. 350 Exemplare, Puszta bei Nagyiván, 16. 12.

Ihre erstes Datum: 29. 09., Kunmadaraser Puszta, 8 Exemplare. Ende des Winters erschienen sie ausserordentlich sporadisch, einzeln. Ihr spätestes Datum: 09. 03., Puszta bei Nagyiván, 220 Exemplare.

Noch ein bedeutendes Datum aus dieser Winterperiode: 02. 01., Borzas, 110 Exemplare. Nach starken Schneefall beginnen sie zu ziehen.

Im Besitz der vorliegenden Daten kann behauptet werden, dass die Spornammer auch kein Wintergast ist. Jede stärkere Abkühlung, jeder starke Schneefall zwingt sie für die Dauer einiger Wochen oder manchmal eines ganzen Monats weiter südwärts zu ziehen.

Die während der Winterzeit beobachteten enormen Massen scharten sich stets zur Zeit einer Kältewelle oder während eines andauernden starken Schneefalles zusammen. Nach kurzer Zeit verschwanden sie jedoch.

Biotop, Nahrung

Unseren Beobachtungen nach befindet sich der häufigste Aufenthaltsort der Spornammer im mit halbhochem Gras bewachsenen Puccinellietumstand der Szik-Stufen, Szik-Adern bzw. am Rand der Szik-Wiesen in der Pflanzengemeinschaft von *Eleochareto-Agrostidetum albae*, die durch die Einwirkung des Weidens und Trampelns so niedrig wird, das sich die Spornammer gern in ihr aufhält.

Ein jeder dieser Biotoptypen ist periodisch mit Wasser bedeckt, und neben den in der Pflanzengemeinschaft dominierenden Pflanzen kommen auch wasserfreundliche oder wasserduldennde Grasarten vor. Unter denen ist die Pflanze *Pholiurus pannonicus* die wichtigste, denn es wurde in vielen Fällen beobachtet, dass die Frucht dieser Grasart der Spornammer zur Nahrung dient. Sie streift in der Tat die schmale Ähre dieser Pflanze von liegendem Stengel und niederem Wuchs ab, und nach Abziehen der Samen bleibt nur die leere Ährenspindel übrig.

Für die, sich lauernd und duckend bewegende Spornammer ist von den in dem Biotop findbaren Pflanzen die Grasart *Pholiurus* die richtige, die zufolge ihres niedrigen Wuchs die am leichtesten erreichbare Nahrung bietet, und zugleich verhältnismässig grosse Samen hat.

Auch die Samen und Sprossen anderer zur Nahrung dienenden Pflanzen (*Polygonum*, *Suaeda*, *Camphorosma*) kommen in dem obigen Biotop vor.

Über das Vorkommen der Spornammer in den Kulturgebieten muss separat gesprochen werden. Die Stoppel der abgegrasten Wiesen kann zu einem guten Versteck oder Übernachtungsort dienen, ausserdem ist sie für die Nahrungsaufnahme geeignet, weil die Grasart *Pholiurus pannonicus* in den tiefen Radspuren von Traktoren und Mähmaschinen massenweise gedeiht. In den Wasserdrukstellen der Luzernenstoppels existiert ein ähnlicher Zustand, die Spornammern sind immer auf den veralteten, verunkrautenden Luzernenfeldern zu sehen.

In Bihar habe ich sie auch auf einer Maisstoppel beobachtet, hier las sie die heruntergefallenen Samen hochgewachsener Unkrautpflanzen auf (Sándoros, 13. 01. 1976.).

Das, bei Unkrautsamenauflesen beobachtete Tun einer *Calcarius*schar auf der Stoppel des angepflanzten Vergrasens eines der Ackerfelder in der Puszta bei Nagyiván war eine ähnliche Erscheinung (16. 12. 1978.).

Assoziationsverhältnisse, Verhalten

Sie gesellt sich gerne zu anderen Arten, aber alleinstehende, sich von ihren Artgenossen getrennte Exemplare schlagen sich oft zu Gruppen anderer Vögel, zumeist wenn diese in die Höhe fliegen. Am meisten schliessen sie sich den Scharen von Lerchen und Berghänflingen, seltener denen von Schneeammern an. Meine am 17. 02. 1979 durchgeführte Beobachtung stellt gut dar, wie sehr die einsam herumschweifende *Calcarius* an die, sie aufnehmende Schar artfremder Vögel hängt. Auf der Puszta bei Nagyiván gesellte sich eine Spornammer zu einer Schar von etwa 30 Berghänflinge. Sie bewegte sich zusammen mit der oft emporfliegenden Schar, bis die Berghänflinge zu einem Akazienbaum flogen um sich auf die Äste des Baumes zu niederlassen. Die Spornammer begleitete sie auch bis hierher, und zusammen mit der Schar sass sie auf dem Ast. Ich habe hier zu bemerken, dass dieser Fall nur deshalb auffallend ist, weil sie sich auf einen Baum niederlassend bis jetzt kein einigsmal gesehen wurde. Im Oktober 1976., auf der Kunmadaraser Puszta sah ich sie in der Gesellschaft von Wiesenpiepern (*Anthus pratensis*) und Feldlerchen (*Alauda arvensis*).

Zwecks Übernachtung ziehen sie sich zumeist an den Rand von flachen Salzbödenflächen zurück. Am 07. 12. 1978. zählte ich auf solch ein Nachtlager Herabfliegende Scharen ab. Die ankommenden wurden von den bereits dort Anwesenden hinuntergeloct. Bis zur Dämmerung zählte ich etwa 480 Exemplare ab, was zugleich ihr grösstes von mir bisher gesehenes Vorkommen ist.

Anschrift des Verfassers:
Dr. Gábor Kovács
Nagyiván
Bem após u. 1.

Irodalom — Literatur

- Beretzky, P. — Keve, A. (1971): Der Berghänfling, *Carduelis flavirostris* L. 1784. in Ungarn. Lounais-Hämeen Luonto. 42. 1 — 18. p.
- Endes M. (1977): A sarkantyús sármány (*Calcarius lapponicus* [L.]) Magyarországon. Allattani Közlemények. LXIV. 41 — 44. p.
- Győri, J. (1965): More recent occurrence of Lapland Bunting occurring in Hungary. Aquila. 1964 — 65. 71 — 72. 243. p.
- Horráth, L. (1960): The First Occurrence of the Lapland Bunting (*Calcarius lapponicus* L.) in Hungary and the Carpathian Basin. Vertebrata Hungarica. Tom. 2. Fasc. I. 61 — 68. p.
- Keve, A. — Pátkai, I. (1958): Passeriformes (in: Fauna Hungariae — Aves). 10. 9 — 69. p.
- Kovács, G. (1977): Shore Lark (*Eremophila alpestris*) on the Konyári-Sóstó (salt lake). Aquila. 1976. 83. 105. p.
- Kovács G. (1977): Adatok a balmazújvárosi szikesek madárvilágához. Kézirat. 1 — 18. p.
- Kovács G. (1978): Adatok a fülespacsirta (*Eremophila alpestris*) tiszántúli előfordulásához az 1973 — 78. években. Madártani Tájékoztató. 1978. máj — jún. 13 — 15. p.

- Kovács G. (1979): A sarkantyús sármány tömeges előfordulása a HNP területén. Madár-tani Tájékoztató. 1979. jan. – febr.
- Mosansky, A. – Palásthy, J. – Voskár, J. – Danko, S. (1965): Gregarious occurrence of the Shore Lark, *Eremophila alpestris flava* Gm. in the Kosická kotlina basin during the winter of 1963–1964. Zool. listi. 14. 2. 151–158. p.
- Nagy, L. (1962): The Shore Lark. *Aquila*. 1960–61. 67–68. 255. p.
- Rinkhoffer, G. (1974): Ohrenlerchen-Invasion im Süden der DDR. *Falke*. 2. 60–61. p.
- Schäfer, L. (1959): Occurrence of the Shore Lark in Hungary. *Aquila*. 66. 107–117. p.
- Sterbetz, I. (1965): The Bird Fauna of the Fehértó of Kardoskút. *Vertebrata Hungarica*. Tom. VII. Fasc. 1–2. 51–62. p.
- Sterbetz, I. (1965): Die zoographische Rolle der Ungarischen Tiefebene in Winterzug der Schneeammer (*Plectrophenax nivalis* L.). *Déri Múz. Évk.* 1962–64. 315–321. p.
- Sterbetz, I. (1971): Nahrungswahl der samenfressenden Kleinvögel. *Állattani Közlemé-nyek*. 58. 171–172. p.
- Szabó, L. V. (1976): Daten zu dem Vorkommen der Spornammer (*Calcarius lapponicus*) in Ungarn. *Aquila*. 82. 145–154. p.
- Szabó L. V. (1976): A Hortobágy gerinces állatai. In *Salamon F. – Kovács G.-né: Horto-bágy a nomád Pusztától a Nemzeti Parkig*. Budapest. 70–114. p.
- Szabó, L. V. – Horváth, L. (1978): The Bird Fauna of the Hortobágy. *Kézirat*. 83 p.
- Udvardy, M. (1941): Die Vogelwelt der Puszta Hortobágy. *Tisia*. V. 79. p.
- Voous, K. H. (1962): Die Vogelwelt Europas und ihre Verbreitung. Hamburg – Berlin. 187. 255–256. p.

Téli énekesek vizsgálata a Hortobágy és Bihar szikesein

Dr. Kovács Gábor

Dolgozatában a szerző a következő fajok hortobágyi és bihari előfordulását vizsgálja:

1. Fülespacsirta — *Eremophila alpestris* L.
2. Hósármány — *Plectrophenax nivalis* L.
3. Téli kenderike — *Carduelis flavirostris* L.
4. Sarkantyús sármány — *Calcarius lapponicus* L.

A szikespusztákon előforduló egyéb áttelelő énekesmadarakat éppen csak érinti, illetve utal rá, hogy a vizsgált négy karakterfaj melyikével fordulnak elő ugyanabban a biotópban. A tanulmányt az 1973–79 közötti hat év megfigyeléseiből állította össze. Az adat-sorokhoz felhasználta SZABÓ, ARADI, FINTHA és SZALONTAY adatait és megfigyeléseit is, akiknek ezúton mond köszönetet támogatásukért, segítségükért.

Az egyes fajok tárgyalásánál foglalkozik érkezésükkel, elvonulásukkal, mennyiségükkel, biotópjukkal, viselkedésükkel és társulási viszonyaikkal.

1. Fülespacsirta — *Eremophila alpestris* L.

A szerző ezt a fajt vizsgálja legrészletesebben, hat év alatt 72 megfigyelési adatát elemzi. Az 1975–76-os télen kiugróan magas a megfigyelések száma és az egyedszám.

A szikeseken előforduló fülespacsirták ragaszkodnak bizonyos élőhelytípusokhoz. Ez a Hortobágyon a padkahátak és a szikespuszta mohás *Festucetum* növényzete (Kun-madaras, Angyalháza), illetve a szologyosodott szolonyec szik *Spergularia* állománya (Pentezug). Biharban a kiszáradt szikes tómedrek halofita növényei. Józsaágállások rude-ráliáin is előfordul.

2. Hósármány — *Plectrophenax nivalis* L.

59 megfigyelési adat. Az 1976–77-es télen kiugróan sok tartózkodott a vizsgált terü-leteken.

Biotópja a szikpadka és a vakszik, ahol fő táplálékát a *Camphorosma* és az *Artemisia* termése képezi.

Rendkívül kóbor természetű, megjelenése a másik 3 fajéhoz képest rendszertelenebb.

3. Téli kenderike — *Carduelis flavirostris* L.

A vizsgált fajok közül ez a leggyakoribb és a legtömegesebben előforduló madár. Biotópja csaknem az összes szikes pusztai formációra kiterjed, mivel fő tápláléka a sziki üröm (*Artemisia monogyna* ssp. *salina*) termése.

Előfordulása egész télen folyamatos, míg a másik három faj nagy havazások után elvonul.

4. Sarkantyús sármány — *Calcarius lapponicus* L.

Tanulmányának ez a fejezete SZABÓ 1975-ös, az Aquilában megjelent munkájához csatlakozik, és kiegészíti annak 1974-ben lezárt adatsorát. Az ott leírtakhoz képest a szerző csak kisebb módosításokat tett (érkezés, elvonulás, biotópok, táplálék). Fő tápláléka a szikfok és a szikes tócsák határán élő *Pholiurus pannonicus* termése. Biharban lucerna- és kukoricatarlókon is előfordult.

CONTRIBUTIONS TO THE ETIOLOGY OF THE ROCK BUNTING (*EMBERIZA CIA*)

Zoltán Györgypál

In spite of its characteristic exterior the rock bunting (*Emberiza cia*) is relatively little-known to the scientists of ornithology in Hungary. Beside its rarity this seems to be due to the bird's habitat being difficult to approach and especially to its hidden way of life. In Hungary nesting by the rock bunting was demonstrated first by DANDL (1955) in the environs of Jósvalő. Since then its hatching was confirmed also at other places of the central range of mountains in Hungary (SZABÓ, 1962; ARADI, 1975; HORVÁTH, 1975; DÉNES, 1978).

In recent years rock buntings are reported from more and more places in winter but in many instances, in the period of reproduction, too. Accordingly, this interesting bird species appears to be of more frequent occurrence in Hungary than earlier supposed.

1. Method of investigation, area

In 1978, systematic observations were conducted by the author during the hatching season. The area under examination was the ravine of Máriaremete situated near Budapest where the birds are habitually nesting long since. In the period from April 11 to June 7, author spent 46 hours on 19 observation days in watching through a fieldglass the behaviour of rock buntings and taking photographs. The observations were carried out in all phases of the day and lasted 2.5 hours on average. Two hatching pairs were watched in the ravine for preserve formation, nesting and general behaviour pattern. Thus, the investigations conducted on a low of individuals, between narrow space and time limits do not afford opportunity for generalizations. Nevertheless, they well characterize the conditions prevailing at the given site and time, and may present a basis for further research and for elaborating the series of observations.

Habitat of the rock buntings was a steep rocky chain of hills towering round the Ördögárok. On an about 50 metre section of the rivulet suddenly rising walls are forming a ravine. Rocky hillsides covered with straggling plants as well as leafy forests, alternate with each other. On hills to the north, forests consisting mainly of maple and oak stands are to be found. On the barren parts karst scrub forests (*Orno-Cotinion*) and open dolomite-rock grassland (*Stipo-Festucetum pallentis*) type associations are to be found in a rather divided distribution. On the whole, the vegetation is difficult to characterize due to variable ecological conditions and to the effects of crop growing.

2. Biotope, movements

At the author's scene of observations, rocky hillsides overgrown with scattered shrubs and adjacent forest belts were the main places of abode of the rock buntings. They were flying on top of trees inside of the forest only when there was a larger forest area on their way on their flight over rocky areas. They never penetrated into the interior of the leafy crown but usually chose salient points as guard- and singing posts. Peaks of rocks or extant branches of trees and shrubs suited best. They preferred short-stemmed shrubs for resting and instead of the upper branches they chose extant lateral ones. They mostly gathered their food consisting of tiny insects and weed seeds on the ground. Lurking in the vegetation and rummaging about on stony slopes overgrown with grass were the most characteristic forms of movement of the rock buntings.

They proved to the birds of cautious, concealed movement. It was almost impossible to catch sight of rock buntings ambling along the stony hillside and rummaging about. It was only their calling cry repeated in short intervals that supplied information on their whereabouts. Often it took quite a long time for the author to catch sight even of one of the birds that kept answering.

Often the rock buntings kept on searching for food on the ground for a long time (0.5 to 1.5 hours). Meanwhile, progressing slowly they checked an area of about 50 to 200 m². Sometimes they climbed up on flat stones being on their way for orientation. In case of danger or by the end of the feeding phase they took flight from the ground onto the nearest shrub. As depending on circumstances they spent here shorter or longer periods. The resting or guarding, singing rock buntings were mostly motionless. The two kinds of behaviour pattern were discernible all the same by the location of the chosen branch inside the plant, the view of the terrain afforded by it as well as by the frequency of the bird's orientating movements. The watching rock bunting more frequently turned its head round, furtheron, its bearing was straighter, more stretched than that of the resting bird.

Their flight was slightly undulating. To shorter distances they were flying low, following the features of the terrain. They were often flying over the distance between the two opposite walls of the ravine.

On account of their particular habitat and way of life they came near other bird species relatively rarely. They showed indifference to the yellow hammers (*Emberiza citrinella*) and redstarts (*Phoenicurus ochruros*) feeding at 10 metres from the nest.

3. Cries

The cry of the rock bunting is a characteristic piping, a short "tse" sound. It resembles certain cries of the blue tit, redbreast and greenfinch, with some practice, however, it can be easily distinguished. Sometimes it is a longer "tsee", "tsea" or "tseah" sound usually of sharper tonality. Short calling serves spontaneous signalling and is of importance in the birds' holding together. They produce it at equal intervals, usually every 5 (rarely 3 to 11) seconds. The longer calling calls attention of the species mates to a changed

intention of movement by the signalling bird. Certain movements (flying up or approaching of the nest) were signalled always separately. The birds informed each other that way about the appearance of changing environmental stimuli. With the aid of the signal, rock buntings pecking close to each other usually formed suspicion almost at once. The more frequently repeated variant of the short calling served similar function. While the pair kept answering the male in his excited state sometimes emitted quickly repeated calling-like sounds. These sounded like "tse-seese" or "tseseeseese". On similar occasion or when several birds were together a glib sound, something like "tserara" or "tserarararara" was heard that also indicated the excited state (it was observed only with males).

The song of the male is a twitter consisting of simple short and piping sounds. It reminds of the song of the furizechat and the reed bunting. The two male rock buntings observed by the author were singing in a slightly different manner. The cry of one of them can be reproduced with the words "tse-pseepseetyoue-tse". The initial and final sounds are identical with the calling. Several slightly prolonged variants were observed by the author, too, e.g. "tse-hue-pseepseetyoue-tse-hecrecre" and "tse-hue-pseepseetyoue-tseveve". The song of the other male was longer: „tsha-pseetshatshahuetye-pszetsera-tse" and "tyepseelahhueue-psepsetyoue-tse-hacrecrecre-tyraty-rarr". The songs lasted 1 to 3 seconds, as depending on their complicated character. After a short interval the signing was followed by a new verse. The break between two songs was for the shorter types on average 5 seconds (4—7), for the longer ones 7 seconds (6—8). Under conditions of calm the birds were singing on a site for 10 to 30 minutes. Author found that the intensity of singing was not influenced by the clouds but was reduced by strong wind.

4. Territory

In the ravine at Máriaremete two pairs of rock bunting were living in the period examined. Late in April the four birds were often seen rummaging about (one of the pairs had a nest in preparation at that time already). Chasing about oc-

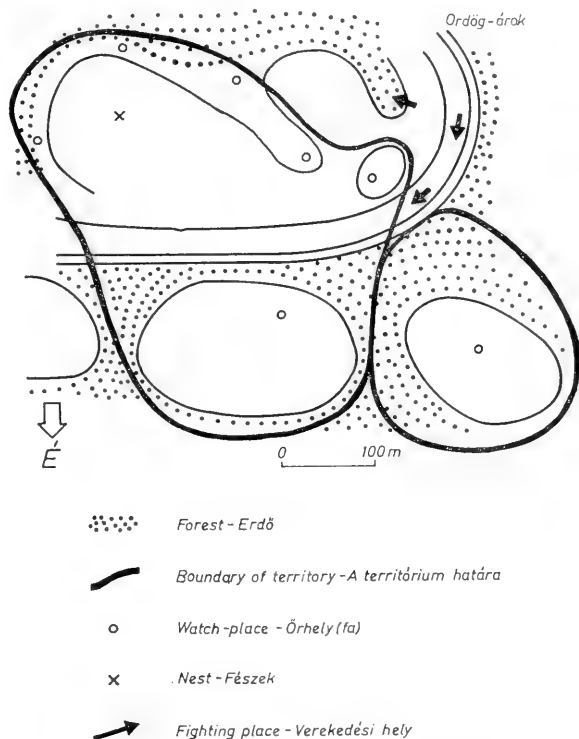


Figure 12. Territories of the Rock Bunting pairs
12. ábra. A bajszoossármány-párok territóriumai

curred among them, too. The fights for acquiring territory were concentrated on the rocky biotope offering vital conditions. On the skirts of the wooded preserves it did not come to a clash. The two territories were separated for good and all by the 1st of May. From this time on, the two pairs were moving solitarily.

The territory occupied a circle of about 300 m radius, with highly variable features of the terrain. The preserves of the two pairs were located on both sides of the ravine facing each other. Rock buntings injuring the territory were always chased out by the male or layer possessing the territory. The motion areas of the pairs are shown on Figure 12.

5. Nest building

The author's data on the reproduction of rock buntings are based on the observation of a single nesting pair. Consequently, they may be generalized only to a limited extent.

The nesting ground was on the northern side of a barren hillside with an angle of inclination of about 35 degrees. The rocky, stony soil was overgrown with grass and scattered young shoots. The nest built on the ground was hidden under a dried bottom bunch of grass. The rich verdant upper blades of grass overhung the cup, shading and covering it. Therefore, the access to the nest opened sideways in a north-east direction. That way the sun was shining into the nest only in the morning, in the afternoon it was shady.

The cup of the nest consisted of dry blades of grass. On the inside it was lined with very fine thin blades and roots. The originally well shaped deep cup became ever more flat in the course of hatching and especially during growth of the young.

The layer built its nest alone. The time required for making it is uncertain because the nest was found by the author in a nearly finished state. Thereafter, the layer kept on building it for another three days. In the author's opinion the full time may be a week at least.

The nest material was gathered by the layer usually not far, at about 10 metres from the nest. The collecting place was changed but rarely, the bird seemed to perform a shuttle. She gathered the grass blades on the ground. Often she was flying straight to the nest, another time to the rocks at 1 to 3 m from the nest where she was watching for 5 to 30 seconds and from here she was flying to the nest. In the latter case the curve of the nest flight was steeper, the bird almost let herself fall from above. She perched straight near the nest and croaching walked inside.

The nest building was continued all day long, for 10 to 30 minutes every hour. Within that time, the layer kept carrying the material in a pace that did not slacken in the noon hours either. By the time of finishing she was flying to the nest every 10 to 33 minutes only. With the advancement of building she was staying in the nest for an ever longer time (from the initially few seconds gradually for 2.5 seconds) because greater care had to be bestowed upon the lining. During the breaks the layer was rummaging close to the nest or was flying over to the opposite hillside.

In the course of nest building the male was in a constant close connection

with his mate although he did not take part in the work. When the layer was flying near the nest in search of material the male was flying close, likewise, even if formerly they have been far from each other. Cry signals played a part in the synchronization of movements. While the layer was building the nest the male was generally rummaging on the ground at 5 to 20 metres from the nest and emitted signalling sounds at equal intervals. The layer while gathering material was answering but rarely but having flown to the nest overtook the directing role in signalling. This was manifested in emitting sounds more frequently whereupon the male responded with sharper sounds. In a remarkable way both members of the pair constantly knew of the other's whereabouts and movements. The principal ways of movement are presented on Figure 13.

The nest was finished on the 2nd May. Thereafter, four days elapsed until of the first egg. In this period the mates were staying in the environs of the nesting ground. The guarding places of the male regularly used also later on, were formed at that time. The chosen smaller trees and shrubs surrounded the environs of the nest and being on a good location provided good view of the entire hillside. His movements did not follow anymore those of the layer but by calling cries the mates continued to be in touch furtheron as well. As a rule, the male was calling systematically and the layer only answered if beside signalling the male had a connection forming intention. She probably recognized this by some finer peculiarities of the cry.

While the male was singing on his guarding place the layer usually stayed on the hillside hiding the nest. Sometimes she was flying into the finished nest and tested it sitting with her head outwards. On such occasions the male was flying closer, too.

6. Hatching

The first egg was laid into the nest on the 6th of May. The layer laid daily one egg in the early dawn hours. The brood of five eggs be came complete by the 10th of May. In the period of egg laying the layer spent but little time in the vicinity of the nest, she was mostly seen on the opposite hillside. The male invariably used his guarding places.

The eggs were scarlet grayish-white in colour with black spots and lines. They were placed in the

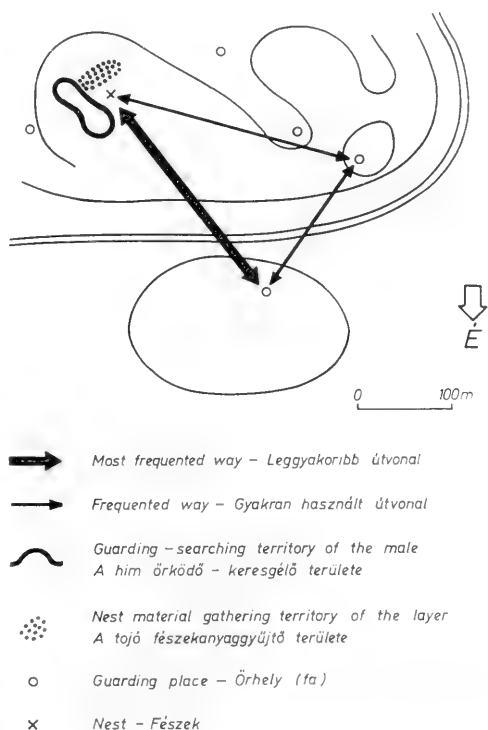


Figure 13. Main moving places at the time of nest-building
13. ábra. Fő mozgási helyek a fészeképítés idején

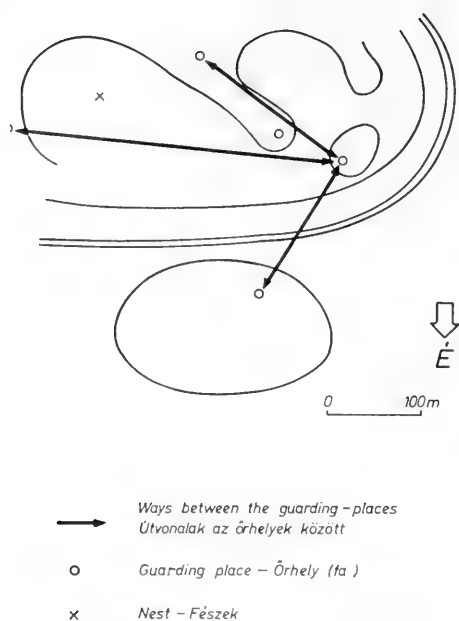


Figure 14. Most frequented ways of movement for the male

14. ábra. A hím leggyakoribb mozgási útvonalai

nest in a definite order, three in one row and two fitting into the gaps inbetween. Systematic hatching was begun after the brood has become complete. Meanwhile, all the eggs slipped to one or the other edge of the nest. Then the layer readjusted them by movements of her belly.

Hatching was performed by the layer, the male was singing during most of the day on his guarding places (Figure 14). The layer left the nest but rarely and for a short while (maximum 20 minutes). Motioned away from the nest she was first flying a few metres and waited for some seconds. Thereafter, she was flying to a rock at about 20 m distance, on further disturbance to the hillside facing the nest. When flying to the nest the layer was always calling sharply. Meanwhile the male did not sing but replied her. Only after arrival of the layer to the nest did the male continue his territory-marking song. It occurred that the layer sitting on the nest and

the guarding male kept answering. On such occasions it was always the male that was the initiator. He was calling more loudly and sharply than usual, the layer answered softly. It was noticed once by the author that the male carried food to his mate sitting on the nest.

7. Rearing of the young

The nestlings hatched out on the 24th May after a fortnight of hatching. Their pink coloured skin was covered with about 15 mm light green down, the edge of their bill was whitish yellow, throat orange-red, feet light brownish yellow. Born blind they opened their eyes at 5 to 6 days of age.

The first days the layer remained in the nest for long warming up her young with her body. Later she went for food more frequently, from the 4th May on, she did not sit on them anymore. Thereafter, feeding by the male was observed by the author for the first time. The male kept on feeding more frequently, nearness of the author was disturbing him less than the layer.

One of the young fell out of the nest at five days of age and died. Its brothers and sisters may have thrown it out from the narrow place where there was hardly room for the remaining four young birds. By that time, they began developing pin-feathers, first on the back and wing. They hardly responded to the touching or fanning of the nest and only one or two were gaping sometimes.

According to the author's observations the parents kept carrying food every half hour, on the average. This remarkably long interval was probably due to the closeness of the author. Under fully undisturbed conditions they were certainly feeding more frequently. The male and the layer carried the food independently of one another but constantly signalled their whereabouts with a calling cry. They were never flying straight to the nest but perched first usually on a fallen tree-trunk at 15 m distance from the nest. From here they were prying about and when finding the environs of the nest quiet they were flying on the ground at 1 to 2 metres from the nest. They did the remaining way hiding in the grass. They did not approach the entrance front-wise but always sideways. For a few seconds the feeding parent remained motionless at the opening and bent in only thereafter. The young began gaping only on this effect. They emitted meanwhile a piping hissing chirp. The food carried to the nest consisted exclusively of insects, mostly orthoptera and big green caterpillars. After handing over of the food the old bird often stood at the entrance of the nest for a short while, then usually with a bunch of droppings in its beak, left flying.

The author's observations on reproduction biology came to a stop here. Unfortunately, the successful flying out of the young was not realized. On June 5, author found the nest empty. Presumably, one of the preceding days it was plucked by a jay or man. During the following weeks the male was singing on his guarding places but did not go anymore to the environs of the nest.

The author's observations on reproduction biology came to a stop here. Unfortunately, the successful flying out of the young was not realized. On June 5, author found the nest empty. Presumably, one of the preceding days it was plucked by a jay or man. During the following weeks the male was singing on his guarding places but did not go anymore to the environs of the nest.

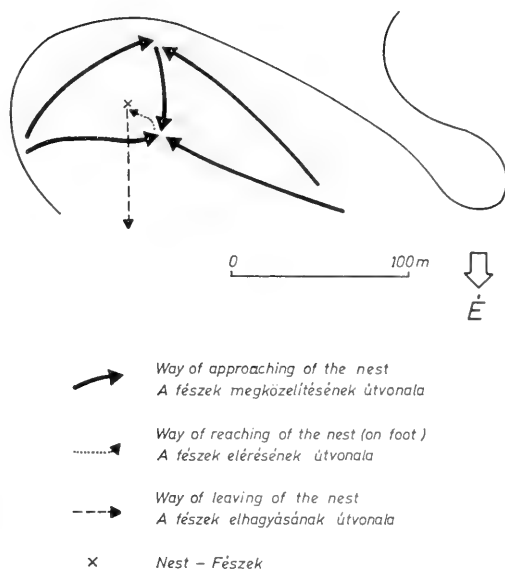


Figure 15. Most frequented ways of the feeding parents

15. ábra. Az etető szülők fő útvonalai

Author's address:
Zoltán Györgypál
Budapest
Bartók Béla u. 61.
H-1114

Irodalom — References

- Aradi Csaba (1975): Bajszos sármány (*Emberiza cia*) fészkelése Szarvas-kőn. *Aquila*. 80-81. 1973-74. 295. p.
Dandl József (1959): A bajszos sármány költése Magyarországon és a környező területeken. *Aquila*. 65. 1958. 175-182. pp.
Dénes János (1978): A ritka bajszos sármány a Börzsönyben is költ. *Búvár*. 10. 469. p.

- Horváth Lajos (1975):* Adatok a bajszos sármányról (*Emberiza cia*). *Aquila*. 80–81. 1973–74. 296. p.
- Szabó László Vilmos (1962):* Bajszos sármány fészkelése a Bükkben. *Aquila*. 67–68. 1960–61. 235–237. pp.

Adatok a bajszos sármány (*Emberiza cia*) életmódjához

Györgypál Zoltán

A bajszos sármány jellegzetes külseje ellenére viszonylag ismeretlen a hazai madártan művelői előtt. Ez ritkasága mellett nehezen megközelíthető élőhelyének és rejtett életmódjának tulajdonítható. A dolgozat e fajjal kapcsolatos vizsgálataimat mutatja be, amelyet 1978-ban a Budapest közelében levő Máriaremetei-szurdokban végeztem, április 11. és június 7. között, 19 alkalommal. Az angol szöveg a dolgozat módszertanát ismerteti, majd foglalkozik a birtóppal, a madarak mozgásával, hangjával, territórium-problémaival, a fészeképítéssel, a költéssel, végül a fiókák felnevelésével.

CÖNOLÓGIAI ÉS ÖKOLÓGIAI VIZSGÁLATOK ÚT MENTI EPERFÁK MADARAIN

Dr. Rékási József

A mennyiségi és a minőségi vadmadárállomány-felvételekkel foglalkozó dolgozatok száma hazánkban nagyon kevés. A felsorolt szerzőket említhetjük meg, akik ilyen irányú vizsgálatokat végeztek vadmadarakon: HORVÁTH (1945, 1954), FARKAS (1954), GYŐRI (1957), SCHMIDT (1963, 1964, 1966), LEGÁNY (1968, 1973).

Dolgozatom hármas cézzal készült.

a) Az utakat országszerte szélesítik a növekvő autóforgalomnak megfelelően, így az út menti fákat előbb-utóbb kivágják. Az Alföldön az utak mellett leginkább eperfákat találunk. Az öreg, odvas eperfák kiváló búvóhelyet, fészkelőlehetőséget és nem utolsósorban az epergyümölcsel tömeg-táplálékot nyújtanak a vadmadaraknak. Ezért kívántam rögzíteni a jelen állapotot a jövő számára.

b) Jelentősek ezek az út menti eperfák mint madárvonulási útvonalak is. Eperfa Magyarországtól északra alig akad, nem olyan ismert országúti fa. A selyemhernyó-tenyésztés megszűnésével hazánkban is csökken jelentősége, a kivágott eperfákat újabakkal nem pótolják, mert az amerikai szövőlepké hernyójának legkedvesebb tápláléka az eperfa levele.

c) Fontosnak tartottam ezen a speciális vizsgálati területen állományfelvételt készíteni, mert az irodalomban erre vonatkozó adatot nem találtam. Csak olyan madárfajokkal foglalkoztam az állományfelvétel során, amelyek szoros kapcsolatban álltak az eperfával. Így került a fajlistába többek között a szürke gém, a búbis is, hiszen ezen fajok részben pihenés, másrészt táplálkozás céljából keresték fel a közeli nádasból, vízenyős rétről az eperfákat. A szürke gém csak rászállt az eperfákra, a búbis az eperfák tövében szedeggett (rovar, lehullott epergyümölcs?). A szaporodásbiológiai és bromatológiai vizsgálataimat a Nemzetközi Biológiai Program (IBP) keretén belül végeztem PINOWSKI—KENDEIGH, 1977).

A vizsgált terület, munkamódszer

A terület Bácsalmás község É-i végétől húzódik ÉNY-i irányban Máté-telek község D-i széléig (46° 10' N; 19° 20' E). Ez a 4000 m hosszú út *Morus alba* és *M. nigra* fákkal van szegélyezve. Az út szélessége: 20 m. A 4000 m hosszú és 20 m széles útból a pontosabb felvételezések érdekében csak 2000 m hosszú útszakaszt választottam ki Bácsalmástól kiindulva (= 4 ha). Az eredményeket átszámítottam 1 ha-ra is. A vizsgált útszakasz jobb és bal oldalán egyaránt 54—54 db *Morus alba* és *M. nigra* fa található. Az útszakasz eper-

Table 12.
12. táblázat

Results of the investigation (a. m.) on the 2000 m long (4 ha) section of
A Bácsalmás – Mátételke közötti eperjás út 2000 m-es szakaszán

Species Madárfaj	1967. I.		
	T	F	Q
Ardea cinerea	—	—	—
Egretta alba	—	—	—
Nycticorax nycticorax	—	—	—
Ciconia ciconia	—	—	—
Anser fabalis	—	—	—
Anas platyrhynchos	—	—	—
Accipiter nisus	1 (0,2)	20,0	0,1
Falco tinnunculus	—	—	—
+ Perdix perdix	—	—	—
Coturnix coturnix	—	—	—
+ Phasianus colchicus	2 (0,5)	40,0	0,3
Vanellus vanellus	1 (0,2)	20,0	0,1
Larus ridibundus	—	—	—
Streptopelia turtur	6 (1,5)	60,0	0,9
+ Streptopelia decaocto	14 (3,5)	100,0	2,1
Cuculus canorus	—	—	—
+ Athene noctua	—	—	—
+ Upupa epops	2 (0,5)	40,0	0,3
Jynx torquilla	—	—	—
Picus viridis	—	—	—
Dendrocopos syriacus	—	—	—
+ Galerida cristata	—	—	—
Alauda arvensis	4 (1,0)	80,0	0,6
Hirundo rustica	14 (3,5)	60,0	2,1
+ Oriolus oriolus	2 (0,5)	20,0	0,3
Corvus cornix	1 (0,2)	20,0	0,1
Corvus frugilegus	7 (1,7)	40,0	1,0
Coloeus monedula	—	—	—
+ Pica pica	—	—	—
Parus maior	—	—	—
+ Oenanthe oenanthe	—	—	—
+ Saxicola rubetra	1 (0,2)	20,0	0,1
Phoenicurus phoenicurus	—	—	—
+ Sylvia atricapilla	—	—	—
Sylvia communis	—	—	—
Phylloscopus trochilus	—	—	—
Muscicapa striata	—	—	—
Anthus spinoletta	4 (1,0)	40,0	0,6
+ Motacilla alba	—	—	—
+ Lanius minor	2 (0,5)	40,0	0,3
+ Lanius collurio	—	—	—
+ Sturnus vulgaris	4 (1,0)	60,0	0,6
+ Passer domesticus	89 (22,5)	100,0	13,6
+ Passer montanus	496 (124, —)	100,0	76,2
Chloris chloris	—	—	—
+ Carduelis carduelis	—	—	—
Carduelis cannabina	—	—	—
Columba livia domestica	1 (0,2)	20,0	0,1
Total — Összesen	651 (162,7) 16,0%	példány	

the road-side mulberry-trees between Bácsalmás – Mátételke in 1967 – 69
 (= 4 ha) 1967 – 69-ben végzett délelőtti állományfelvétel eredményei

1967. II.			1968. I.		
T	F	Q	T	F	Q
—	—	—	—	—	—
—	—	—	5 (1,2)	16,6	0,5
—	—	—	1 (0,2)	16,6	0,1
—	—	—	4 (1,0)	50,0	0,4
—	—	—	—	—	—
—	—	—	3 (0,7)	16,6	0,4
—	—	—	—	—	—
—	—	—	—	—	—
—	—	—	3 (0,7)	33,3	0,3
—	—	—	2 (0,5)	33,3	0,2
—	—	—	2 (0,5)	33,3	0,2
—	—	—	1 (0,2)	16,6	0,1
—	—	—	—	—	—
1 (0,2)	100,0	0,8	1 (0,2)	16,6	0,1
3 (0,7)	100,0	2,4	31 (7,7)	83,3	2,9
—	—	—	—	—	—
—	—	—	1 (0,2)	16,6	0,1
1 (0,2)	100,0	0,8	—	—	—
—	—	—	1 (0,2)	16,6	0,1
—	—	—	—	—	—
—	—	—	1 (0,2)	16,6	0,1
1 (0,2)	100,0	0,8	8 (2,0)	100,0	0,9
3 (0,7)	100,0	2,4	21 (3,0)	83,3	1,3
—	—	—	9 (2,2)	50,0	1,0
—	—	—	—	—	—
—	—	—	1 (0,2)	16,6	0,1
—	—	—	28 (7,0)	71,4	3,2
—	—	—	—	—	—
—	—	—	—	—	—
—	—	—	—	—	—
—	—	—	—	—	—
—	—	—	1 (0,2)	16,6	0,1
—	—	—	—	—	—
—	—	—	—	—	—
—	—	—	3 (0,7)	16,6	0,3
—	—	—	—	—	—
—	—	—	—	—	—
—	—	—	2 (0,5)	16,6	0,2
—	—	—	—	—	—
—	—	—	4 (1,0)	33,3	0,4
—	—	—	4 (1,0)	33,3	0,4
4 (1,0)	100,0	3,2	29 (7,2)	100,0	3,2
57 (14,2)	100,0	45,6	137 (34,2)	100,0	15,6
56 (14, —)	100,0	44,8	556 (139,0)	100,0	63,5
—	—	—	—	—	—
—	—	—	—	—	—
—	—	—	—	—	—
—	—	—	4 (1,0)	16,6	0,4
126 (31,2) példány 3,1%			863 (212,7) példány 21,0%		

Table 12. (continuation)
12. táblázat (folytatás)

Species Madárfaj	1968. II.			1968. III.		
	T	F	Q	T	F	Q
Ardea cinerea	6 (1,5)	8,3	0,5	—	—	—
Egretta alba	—	—	—	—	—	—
Nycticorax nycticorax	—	—	—	—	—	—
Ciconia ciconia	—	—	—	—	—	—
Anser fabalis	—	—	—	—	—	—
Anas platyrhynchos	—	—	—	61 (15,2)	14,2	9,9
Accipiter nisus	—	—	—	—	—	—
Falco tinnunculus	—	—	—	—	—	—
Perdix perdix	17 (4,2)	16,6	0,5	—	—	—
Coturnix coturnix	—	—	—	—	—	—
Phasianus colchicus	3 (0,7)	25,0	0,2	3 (0,7)	14,2	0,4
Vanellus vanellus	—	—	—	—	—	—
Larus ridibundus	—	—	—	—	—	—
Streptopelia turtur	9 (2,2)	33,3	0,8	—	—	—
Streptopelia decaocto	47 (11,7)	66,6	4,1	19 (4,7)	57,1	3,0
Cuculus canorus	5 (1,2)	25,0	0,4	—	—	—
Athene noctua	3 (0,7)	25,0	0,2	1 (0,2)	14,2	0,1
Upupa epops	—	—	—	—	—	—
Jynx torquilla	—	—	—	—	—	—
Picus viridis	1 (0,2)	8,3	0,1	—	—	—
Dendrocopos syriacus	—	—	—	—	—	—
Galerida cristata	12 (3,0)	41,7	1,0	9 (2,2)	14,2	1,4
Alauda arvensis	13 (3,2)	41,7	1,1	1 (0,2)	14,2	0,1
Hirundo rustica	6 (1,5)	33,3	0,5	—	—	—
Oriolus oriolus	4 (1,0)	16,6	0,3	—	—	—
Corvus cornix	—	—	—	1 (0,2)	14,2	0,1
Corvus frugilegus	—	—	—	112 (28,0)	71,4	18,1
Coloeus monedula	—	—	—	—	—	—
Pica pica	4 (1,0)	25,0	0,3	5 (1,2)	14,2	0,8
Parus maior	—	—	—	—	—	—
Oenanthe oenanthe	—	—	—	—	—	—
Saxicola rubetra	—	—	—	—	—	—
Phoenicurus phoenicurus	—	—	—	—	—	—
Sylvia atricapilla	—	—	—	—	—	—
Sylvia communis	—	—	—	—	—	—
Phylloscopus trochilus	—	—	—	—	—	—
Muscicapa striata	—	—	—	—	—	—
Anthus spinoletta	—	—	—	—	—	—
Motacilla alba	—	—	—	8 (2,0)	14,2	1,3
Lanius minor	1 (0,2)	8,3	0,1	—	—	—
Lanius collurio	9 (2,2)	41,7	0,8	2 (0,5)	14,2	0,3
Sturnus vulgaris	8 (2,0)	16,6	0,7	57 (14,2)	41,7	9,2
Passer domesticus	594 (148,5)	89,4	51,7	57 (14,2)	41,7	9,2
Passer montanus	395 (98,7)	94,2	34,6	270 (67,5)	100,0	43,8
Chloris chloris	—	—	—	—	—	—
Carduelis carduelis	5 (1,2)	8,3	0,4	9 (2,2)	28,5	1,6
Carduelis cannabina	—	—	—	—	—	—
Columba livia domestica	2 (0,5)	8,3	0,1	—	—	—
Total — Összesen	1144 (285,4) példány 28,5%			615 (153,2) példány 15,1%		

T = in the aspect the total amount of the species in question (Between brackets quantitative values converted in to 1 ha).

F = percentage of the species in the aspects.

Q = percentage relatio of the species to the total number of birds in the aspects.

+ = hatching sp.

1968. IV.			1969. I.			1969. II.		
T	F	Q	T	F	Q	T	F	Q
—	—	—	—	—	—	—	—	—
—	—	—	—	—	—	—	—	—
—	—	—	—	—	—	—	—	—
42 (10,5)	33,3	28,9	—	—	—	—	—	—
—	—	—	—	—	—	—	—	—
—	—	—	—	—	—	—	—	—
—	—	—	—	—	—	—	—	—
—	—	—	1 (0,2)	20,0	0,5	—	—	—
—	—	—	4 (1,0)	40,0	2,8	—	—	—
—	—	—	—	—	—	2 (0,5)	66,6	0,6
—	—	—	4 (1,0)	60,0	2,0	1 (0,2)	33,3	0,3
—	—	—	—	—	—	—	—	—
—	—	—	—	—	—	—	—	—
—	—	—	—	—	—	1 (0,2)	20,0	0,5
—	—	—	20 (5,0)	80,0	10,0	1 (0,2)	33,3	0,3
—	—	—	—	—	—	1 (0,2)	33,3	0,3
—	—	—	—	—	—	—	—	—
—	—	—	2 (0,5)	40,0	1,0	1 (0,2)	33,3	0,3
—	—	—	—	—	—	—	—	—
—	—	—	—	—	—	—	—	—
7 (1,7)	66,6	4,8	3 (0,7)	40,0	1,5	2 (0,5)	66,6	0,6
—	—	—	27 (6,7)	100,0	13,5	4 (1,0)	100,0	1,2
—	—	—	8 (2,0)	40,0	4,0	17 (4,2)	100,0	5,3
—	—	—	—	—	—	—	—	—
84 (21,0)	100,0	57,8	2 (0,5)	20,0	1,0	—	—	—
—	—	—	—	—	—	—	—	—
—	—	—	4 (1,0)	60,0	2,0	—	—	—
—	—	—	—	—	—	—	—	—
—	—	—	—	—	—	—	—	—
—	—	—	2 (0,5)	40,0	1,0	—	—	—
—	—	—	—	—	—	—	—	—
—	—	—	—	—	—	—	—	—
—	—	—	—	—	—	—	—	—
—	—	—	—	—	—	—	—	—
—	—	—	2 (0,5)	20,0	1,0	—	—	—
—	—	—	—	—	—	—	—	—
—	—	—	—	—	—	—	—	—
—	—	—	—	—	—	—	—	—
—	—	—	5 (1,2)	40,0	2,5	1 (0,2)	33,3	0,3
—	—	—	4 (1,0)	60,0	2,0	1 (0,2)	33,3	0,3
6 (1,6)	66,6	4,1	12 (3,0)	40,0	6,0	160 (40,0)	100,0	50,4
2 (0,5)	66,6	1,5	96 (24,0)	80,0	48,2	120 (30,8)	100,0	36,8
—	—	—	—	—	—	—	—	—
—	—	—	2 (0,5)	20,0	1,0	6 (1,5)	33,3	1,8
4 (1,0)	33,3	2,7	—	—	—	—	—	—
—	—	—	—	—	—	—	—	—
145 (36,3) példány 3,5%			198 (49,3) példány 4,9%			318 (9,9) példány 7,8%		

T = az illető faj aspektuson belül kapott összmenyisége (zárójelben az 1 ha-ra átszámított mennyiségi értékek).

F = az illető faj az aspektus összfelvételeinek hány %-ában szerepelt.

Q = az illető fajnak az aspektuson belüli összpéldányhoz való %-os viszonya.

+ = fészkelőfajok.

Table 13.
13. táblázat

Results of the investigation (p. m.) on the 2000 m long (4 ha) section of
A Bácsalmás – Mátételke közötti eperfás út 2000 m-es szakaszán

Species Madárfaj	1967. III.			1967. IV.		
	T	F	Q	T	F	Q
Ardea cinerea	—	—	—	—	—	—
Egretta alba	—	—	—	—	—	—
Nycticorax nycticorax	—	—	—	—	—	—
Ciconia ciconia	—	—	—	—	—	—
Anser fabalis	—	—	—	—	—	—
Anas platyrhynchos	—	—	—	—	—	—
Accipiter nisus	—	—	—	—	—	—
Falco tinnunculus	—	—	—	—	—	—
+ Perdix perdix	—	—	—	—	—	—
Coturnix coturnix	—	—	—	—	—	—
+ Phasianus colchicus	—	—	—	—	—	—
Vanellus vanellus	—	—	—	2 (0,5)	50,0	0,7
Larus ridibundus	—	—	—	—	—	—
Streptopelia turtur	—	—	—	—	—	—
+ Streptopelia decaocto	1 (0,2)	100,0	4,3	—	—	—
Cuculus canorus	—	—	—	—	—	—
+ Athene noctua	1 (0,2)	100,0	4,3	—	—	—
+ Upupa epops	—	—	—	—	—	—
Jynx torquilla	—	—	—	—	—	—
Picus viridis	—	—	—	—	—	—
Dendrocopos syriacus	—	—	—	—	—	—
+ Galerida cristata	—	—	—	—	—	—
Alauda arvensis	—	—	—	—	—	—
Hirundo rustica	—	—	—	—	—	—
+ Oriolus oriolus	—	—	—	—	—	—
Corvus cornix	—	—	—	—	—	—
Corvus frugilegus	1 (0,2)	100,0	4,3	300 (75,0)	50,0	99,0
Coloeus monedula	—	—	—	—	—	—
+ Pica pica	—	—	—	1 (0,2)	50,0	0,3
Parus maior	—	—	—	—	—	—
+ Oenanthe oenanthe	—	—	—	—	—	—
+ Saxicola rubetra	—	—	—	—	—	—
Phoenicurus phoenicurus	—	—	—	—	—	—
+ Sylvia atricapilla	—	—	—	—	—	—
Sylvia communis	—	—	—	—	—	—
Phylloscopus trochilus	—	—	—	—	—	—
Muscicapa striata	—	—	—	—	—	—
Anthus spinoletta	—	—	—	—	—	—
+ Motacilla alba	1 (0,2)	100,0	4,3	—	—	—
+ Lanius minor	—	—	—	—	—	—
+ Lanius collurio	4 (1,0)	100,0	17,3	—	—	—
+ Sturnus vulgaris	—	—	—	—	—	—
+ Passer domesticus	—	—	—	—	—	—
+ Passer montanus	15 (3,7)	100,0	65,2	—	—	—
Chloris chloris	—	—	—	—	—	—
+ Carduelis carduelis	—	—	—	—	—	—
Carduelis cannabina	—	—	—	—	—	—
Columba livia domestica	—	—	—	—	—	—
Total – Összesen	23 (5,5) 0,7%	példány		303 (75,7) 8,7%	példány	

the road-side mulberry-trees between Bácsalmás – Mátételke on 1967 – 1969
(= 4 ha) 1967 – 1969-ben végzett délutáni állományfelvétel eredményei

1968. I.			1968. II.		
T	F	Q	T	F	Q
—	—	—	—	—	—
—	—	—	—	—	—
—	—	—	1 (0,2)	14,2	0,1
—	—	—	—	—	—
—	—	—	—	—	—
—	—	—	—	—	—
—	—	—	—	—	—
6 (1,5)	4,8	0,7	15 (3,7)	42,8	1,4
1 (0,2)	14,2	0,1	—	—	—
8 (2,0)	57,1	0,9	—	—	—
—	—	—	—	—	—
—	—	—	2 (0,5)	14,2	0,1
4 (1,0)	28,5	0,4	1 (0,2)	14,2	0,1
107 (26,7)	100,0	12,9	125 (31,2)	100,0	11,7
—	—	—	1 (0,2)	14,2	0,1
—	—	—	3 (0,7)	28,5	0,2
—	—	—	8 (0,2)	28,5	0,7
—	—	—	—	—	—
—	—	—	1 (0,2)	14,2	0,1
—	—	—	—	—	—
13 (3,2)	57,1	1,5	2 (0,5)	28,5	0,1
14 (3,5)	85,7	1,6	2 (0,5)	28,5	0,1
4 (1,0)	42,8	0,4	25 (6,2)	71,4	1,8
—	—	—	5 (1,2)	41,7	0,4
6 (1,5)	28,5	0,7	—	—	—
9 (2,2)	42,8	1,0	—	—	—
1 (0,2)	14,2	0,1	—	—	—
3 (0,7)	28,5	0,3	5 (1,2)	57,1	0,4
—	—	—	—	—	—
—	—	—	—	—	—
4 (1,0)	14,2	0,4	—	—	—
—	—	—	1 (1,2)	14,2	0,1
—	—	—	2 (0,5)	14,2	0,1
—	—	—	—	—	—
3 (0,7)	14,2	0,3	—	—	—
—	—	—	—	—	—
—	—	—	—	—	—
—	—	—	2 (0,5)	28,5	0,1
—	—	—	4 (1,0)	28,5	0,3
1 (0,2)	14,2	0,1	5 (1,2)	28,5	0,4
18 (4,5)	100,0	2,1	100 (25,0)	14,2	9,4
45 (11,2)	100,0	5,4	571 (142,7)	100,0	53,6
574 (143,5)	100,0	69,4	169 (42,2)	100,0	16,1
—	—	—	—	—	—
—	—	—	—	—	—
—	—	—	—	—	—
—	—	—	—	—	—
821 (204,8) példány 21,2%			1050 (261,0) példány 27,6%		

Table 13. (continuation)
13. táblázat folytatása

Species Madárfa	1968. III.			1968. IV.		
	T	F	Q	T	F	Q
Ardea cinerea	—	—	—	—	—	—
Egretta alba	—	—	—	—	—	—
Nycticorax nycticorax	—	—	—	—	—	—
Ciconia ciconia	—	—	—	—	—	—
Anser fabalis	—	—	—	—	—	—
Anas platyrhynchos	—	—	—	—	—	—
Accipiter nisus	—	—	—	—	—	—
Falco tinnunculus	—	—	—	—	—	—
Perdix perdix	—	—	—	—	—	—
Coturnix coturnix	—	—	—	—	—	—
Phasianus colchicus	1 (0,2)	16,6	0,7	—	—	—
Vanellus vanellus	—	—	—	—	—	—
Larus ridibundus	—	—	—	—	—	—
Streptopelia turtur	—	—	—	—	—	—
Streptopelia decaocto	6 (1,5)	33,3	4,2	2 (0,5)	28,5	0,4
Cuculus canorus	4 (1,0)	33,3	2,8	—	—	—
Athene noctua	1 (0,2)	16,6	0,7	—	—	—
Upupa epops	—	—	—	—	—	—
Jynx torquilla	—	—	—	—	—	—
Picus viridis	—	—	—	—	—	—
Dendrocopos syriacus	—	—	—	—	—	—
Galerida cristata	—	—	—	—	—	—
Alauda arvensis	4 (1,0)	33,3	1,4	—	—	—
Hirundo rustica	3 (0,7)	33,3	2,1	—	—	—
Oriolus oriolus	1 (0,2)	16,6	0,7	—	—	—
Corvus cornix	—	—	—	—	—	—
Corvus frugilegus	20 (5,0)	16,6	14,1	87 (21,7)	41,7	21,1
Coloeus monedula	—	—	—	300 (75,0)	14,2	72,9
Pica pica	3 (0,7)	33,3	2,1	3 (0,7)	28,5	0,7
Parus maior	1 (0,2)	14,2	0,2	—	—	—
Oenanthe oenanthe	—	—	—	—	—	—
Saxicola rubetra	—	—	—	—	—	—
Phoenicurus phoenicurus	—	—	—	—	—	—
Sylvia atricapilla	—	—	—	—	—	—
Sylvia communis	—	—	—	—	—	—
Phylloscopus trochilus	—	—	—	—	—	—
Muscicapa striata	—	—	—	—	—	—
Anthus spinoletta	—	—	—	—	—	—
Motacilla alba	—	—	—	—	—	—
Lanius minor	—	—	—	—	—	—
Lanius collurio	6 (1,5)	50,0	4,2	—	—	—
Sturnus vulgaris	12 (3,0)	16,6	8,4	—	—	—
Passer domesticus	54 (13,5)	33,3	38,2	8 (2,0)	42,8	1,9
Passer montanus	26 (6,5)	33,3	18,6	10 (2,5)	14,2	2,4
Chloris chloris	3 (0,7)	16,6	1,6	—	—	—
Carduelis carduelis	—	—	—	—	—	—
Carduelis cannabina	—	—	—	—	—	—
Columba livia domestica	—	—	—	—	—	—
Total — Összesen	145 (35,9) példány 3,6%			410 (102,4) példány 10,6%		

+ = hatching sp.

+ = fészkelőfajok.

87

fáit térképen jelöltem be. Az eperfák egymástól, valamint a falutól való távolságát is figyelembe vettem az értékelésnél. Az eperfák átlag 4—5 m magasak, kb. 50—60 évesek. A 108 eperfa közül 103 fészkelésre alkalmas, korhadásos üreget tartalmazott. A vizsgált útszakasz mellett mindkét oldalon mezőgazdasági területeket találtunk a következő megosztásban (1968—69).

Jobb oldalon, Bácsalmástól kiindulva. Az eperfák közvetlen szomszédságában: 107 kh kukoricaföld, 60 kh búzavetés, 30 kh burgonyaföld, 20 kh borsóföld, majd újból 38 kh kukoricaföld következett. 800 m-re egy lakott tanya, 1000 m-re a Bácsalmás—Tataháza között húzódó forgalmas műút található.

Bal oldalon az eperfák közvetlen szomszédságában: 115 kh búza, 50 kh cukorrépa, 70 kh napraforgó, 3,5 kh bab és 1,5 kh vöröshagyma volt ültetve, majd újra 49 kh búza következett. A vizsgált terület bal oldali eperfasorától 30 m-re mind a 2000 m-es szakaszon villanydrót húzódik. Pontosan a 2000 m-es szakasznál törik meg a villanydrót útja és kanyarodik NY felé, eltávolodva a vizsgált úttól. A vizsgált útszakasz bal oldalán található egy lakatlan romtanya, amelynek madárállományát már feldolgoztam (RÉKÁSI, 1974). Ugyancsak az útszakasz bal oldalától légvonalban 1500 m-re nádas található. Így fordulhatott elő, hogy vízimadarak is megjelentek ideiglenesen a területen. A vadmadárállomány-felvételekkel párhuzamosan fitocönológiai, meteorológiai méréseket is végeztem, amelyeket talajtani vizsgálatok előztek meg (RÉKÁSI, 1970). A növénycönológiai felvételeket azért tartottam fontosnak, mert többször megfigyeltem az aljnövényzeten táplálkozó madárfajokat. Táplálkozás szempontjából legfontosabb az eperfák gyümölcse. Az állományban szereplő valamennyi növényfaj megismerése érdekében az évi periódus különböző aspektusaiban végeztem a felvételezéseket. Az összes növényfaj száma: 31, accidentalis: 12. A BRAUN—BLANQUET fitocönológiai felvételezések eredménye: *Plantaginetea majoris* Tx. et Prsq 50. *Polygonion avicularis* taposott gyomnövényzet, *Sclerochloo-Polygonetum avicularis* (GAMS 27) Soó 40.

E helyen is köszönetet mondok DR. BODROGKÖZY GYÖRGY adjunktusnak (JATE), Növényrendszertani Intézet, aki a fitocönológiai munkámat irányította és tanácsaival segítette. Köszönet illeti CSÓK JÁNOS agrokémiai-talajtani szakmérnököt is, aki volt szíves a talajtani laboratóriumi vizsgálatokat elvégezni, valamint SCHMIDT EGON tudományos kutatót, aki szakmai tanácsokkal látott el.

Az állományfelvételt 1967. IV. 18-án kezdtem, s 1969. VII. 26-án fejeztem be. 1967-ben 7, 1968-ban 50 és 1969-ben 27 alkalommal, összesen 84 állományfelvételt végeztem a következő megosztásban: Az I. aspektusban a reggeli felvételezés: 16, délutáni felvételezés: 13, átlagos időtartam együtt 2 óra, a II. aspektusban ugyanilyen sorrendben: 16, 13 és 2,15, a III. aspektusban: 7, 7 és 1,15 a IV. aspektusban: 4, 8 és 1,30.

Három szintet (talajszint, törzsszint, lombkoronaszint) különítettem el a madárállomány felvételénél. Talajszinthez csak az eperfa tövében tartózkodó madárfajokat soroltam. Az aspektusok kijelölésénél a mi éghajlati viszonyainknak jobban megfelelő, SCHMIDT (1963) által használt beosztást követtem. Ugyancsak az általa alkalmazott kategóriákat és az aspektuson belüli értékeket adtuk meg (T, F, Q). Megadtam a biomasszaértéket is TURČEK (1957) módszerét követve. Nevezetesen, *Herbivores*: 6 db faj, egymáshoz való arány: 14,2%, 478 db egyed, egymáshoz való arány 9,9%, összes súly 311 151 g, 49,4%. *Diversivores*: 15 db faj, egymáshoz való arány: 35,8%,

4166 db egyed, egymáshoz való arány: 86,6%, összes súly 285 918 g, 45,4%. *Carnivores*: 21 db faj, egymáshoz való arány 50,0%, 163 db egyed, egymáshoz való arány: 3,5%, összes súly: 32 365 g, 5,2%.

Az *összesített biomaszérték* (1968): 42 faj, 4807 egyed, 629 434 g. 1 ha-ra átszámítva kb. 1201 egyed 157 358 g súlytömeget képvisel.

A felvételezések során a következő zavaró körülményeket tapasztaltam: *a*) traktorok, motorkerékpárok, kerékpárosok, ritkán autók közlekedése az útszakaszon. KEVE (1972) szerint is az út menti bokrokból kirebbenő verébcsoport számottevő közlekedési veszedelemet jelenthet az autósoknak, *b*) a szomszédos mezőgazdasági földeken történő munkák, *c*) a falusi gyerekek tojásrablása.

A vizsgálati eredmények értékelése

A 84 állományfelvétel során 48 madárfajt találtam a vizsgált területen, ebből 18 faj (37,5%) fészkel.

Általános rész

Konstans domináns faj: egyik vizsgálati évben sem volt. Ez is igazolja SCHMIDT (1966) állítását, aki e kategória részére felállított követelményeket túl magasaknak tartja.

Aspektust jellemző domináns faj (9): csak a két leggyakoribb faj értékelését adtam meg a továbbiakban.

Passer montanus (I., II—I., II., III—I., II.) (A római számok az 1967—1968., illetve 1969-ben az egyes aspektusokat jelentik.)

A mezei veréb a téli (IV.) aspektusban nincs jelen a felvétel 80%-ában így csak ebbe a kategóriába sorolható. A kora reggeli állományfelvételek alapján mindhárom év I., II., III. aspektusaiban domináns faj. A délutáni felvételezések alapján már csak az 1967 (III., az 1968/I., II. és az 1969/II. aspektusokban érte el ezt a kategóriát. A költési időszakban feltétlenül aspektust jellemző domináns faj. Legmagasabb egyedszámmal az I. aspektusban észlelhető. A II. aspektusban a faluból az út menti eperfákra és a szomszédos gabonaföldekre táplálkozi kijáró *Passer domesticus* egyedei megelőzték ugyan, de még így is a többi fajhoz viszonyítva igen magas egyedszámmal tartózkodtak a vizsgált területen. Nagy egyedszámukat azzal magyarázhatjuk, hogy nemcsak táplálék, hanem fészkelő- és búvóhelyigénnyel is fellépnek a vizsgált eperfás útszakaszon. A falu széléhez közeli eperfákon a madárfajok száma nagyobb, mint a falutól távolabbiakon. A legtöbb madárfajt (12) a jobb oldali 9., a legtöbb egyedet (424) a bal oldali 3. eperfán észleltem. Egyetlen eperfa sem volt a 108 közül, amelyet a hároméves felvételezés során valamilyen madárfaj ne keresett volna fel.

Meteorológiai tényezők

Az összehasonlító vizsgálatok a következő eredményeket adták: a 84 felvételezés közül 25 esetben (29,7%) *esős*, borús időben, 16 esetben (19,0%) *szeles*, ködös, deres időben, 20 esetben (23,8%) *szélcsendes* időben, 16 esetben (19,0%) *havas*, hideg időben, 7 esetben (8,5%) nagy szárazságban, + 25/C-on *felüli* hőmérsékleten történt az állományfelvétel.

Szaporodásbiológia-vizsgálati eredmények

108 eperfán 5617 egyed jelent meg a 84 megfigyelés ideje alatt. Ebből 2088 egyed volt a *Passer domesticus*, 2834 a *Passer montanus*, 695 egyed a többi madárfaj. A két leggyakoribb aspektust jellemző domináns madárfaj egyedeinek eloszlása szintenként a következő. *Passer domesticus*: talajszinten 243 (11,4%), törzsszinten 11 (0,5%), lombkoronaszinten 1834 (88,1%). *Passer montanus*: talajszinten 517 (18,2%), törzsszinten 119 (4,2%), lombkoronaszinten 2198 (77,6%). A mezei veréb a talajszintet és a törzsszintet (cserjeszint) nagyobb százalékban kereste fel, mint a házi veréb. A *Passer montanus* a fészket is a törzsszinten levő odúkba rakja, míg a házi veréb a magasabb szinteket kedveli, szükségből a fák koronájába építi fészket.

Fészkelőtársulást 3 eperfán figyeltem meg: a) 2 db mezeiveréb-fészek + 1 db kuvikfészek, b) 1 db mezeiveréb-fészek + 1 db balkánigerle-fészek, c) 1 db mezeiveréb-fészek + 1 db házi veréb-fészek emeletes volt, a házi veréb építette magasabban fészket. A szaporodásbiológiai-vizsgálati eredményeket a leggyakoribb fészkelő fajon: a *Passer montanus*on kívánom bemutatni. 1967-ben a 2000 m-es útszakaszon összesen 18 mezeiveréb-fészek volt, 1 ha-ra 4,5 fészek jutott. Átlagos fészektávolság: 104 m. 1968-ban a 4 ha-on 63 mezeiveréb-fészek volt, 1 ha-ra 15,7 fészek jutott. Maximális fészektávolság 239,2 m, minimális fészektávolság 7 m, átlagos fészektávolság 63 m. 55 eperfán 1,4 eperfán 2 db mezeiveréb-fészek volt. 1969-ben a 4 ha-on 40 fészek volt, 1 ha-ra 10 fészek jutott. Mindhárom évben a mezei verebek csak kétszer költöttek. Mindösszesen 121 mezeiveréb-fészket vizsgáltunk meg, az átlagos fészektávolság 63 m. Az eperfák kikorhadt odvaiban a mezeiveréb-fészkek átlagos magassága: 2,5 m, a legalacsonyabb fészek: 1,6 m, a legmagasabb 3,0 m magasan volt. Az odvak röpnylásai: K-i, DK-i, D-i, DNY-i irányúak. Egyetlen É-i röpnylású odú sem volt. Kuvikfészket (*Athene noctua*) az egyik eperfán 30 cm-re találtuk a mezei veréb fészkeitől. Amíg a mezeiveréb-fiókák a fészekben voltak, a kuvik nem bántotta őket, a kiszállás után már találtunk műanyag gyűrűt a köpetben, amelyekkel a mezeiveréb-fiókat jelöltük meg. A 121 mezeiveréb-fészken kívül a vizsgált területen a házi verébnek 3, a többi 16 fajnak csak 1—1 fészket találtuk. A fészkek építéshez a mezei verebek eperfalevelet, száraz fűszálat, szalmaszálat és tollat használtak fészekanyagul. Az 1967—1969-es években egyszer sem volt harmadköltés a mezei verébnél. A fészkelést nagyban befolyásolta az időjárás: 1967-ben és 1969-ben a hűvös, csapadékos tavaszon csak április 18-án, az 1968-as száraz tavaszon pedig már március 31-én nászrepülő, kergetőző párokat láthattunk. A párzás megkezdésekor a hőmérséklet 11,0 °C volt.

Táplálkozásbiológiai vizsgálati eredmények

A vizsgált útszakasz a környező biotópba szervesen beolvadt egység. Ezért az út menti eperfák közvetlen szomszédságában elterülő agrárterületeken is végeztem bromatológiai vizsgálatokat, s az értékelést összevonva adtam meg a következő szempontok szerint: a) haszonmagvakat, terméseket, gyomnövényeket, b) rovarkártevőket, mely madarak pusztítják, milyen mértékben, melyek pusztítják a legintenzívebben?

Növényi táplálék. a) *Haszonnövények.* *Pisum sativum*: a 20 kh borsóföldön a balkáni gerlek és a házi galambok jelentős károkat okoztak. 1 óra alatt általában 40—60 balkáni gerle szállt Bácsalmás felől a borsóföldekre táplálkozni. Általában kettesével érkeztek, s 20—30 percenként így is távoztak. 1968. VI. 3-án egy hím egyedét gyűjtöttem be vizsgálatra: *teli begyében* 73 db, a zúzógyomrában 3 db érett borsót találtam, összesen 22,63 g súlyban.

Morus alba, *Morus nigra* *epergyümölcs*: CSABA (1958) 15 madárfajt figyelt meg epergyümölcs-fogyasztásuk közben. A vizsgált út menti eperfákon 5 madárfaj táplálkozott epergyümölccsel: *Passer domesticus* 6 esetben, összesen 138 egyed; *Passer montanus* 4 esetben, összesen 5 egyed; *Galerida cristata* 1 esetben, 1 egyed; *Oriolus oriolus* 1 esetben, 2 egyed; *Sturnus vulgaris* 1 esetben, összesen 101 egyed. A házi verebek 3—5 percenként négyesével-ötösével vitték a faluban levő fészekben lakó fiókáknak az epergyümölcsöt. A 101 seregély borús, hűvös júliusi napon fogyasztotta az epergyümölcsöt.

Triticum aestivum: *Passer domesticus* 26 esetben, összesen 821 egyed; *Passer montanus* 21 esetben, összesen 140 egyed; *Streptopelia decaocto* 6 esetben, összesen 46 egyed táplálkozott. A házi verebek a legnagyobb kárt azzal okozták, hogy a kalászkokra rászálltak, s így kipergett a szem. VI. hó végén és VII. hó elején 10—15-ös csapatokban szálltak a búzatáblákra a faluban fészkelő házi verebek. *Esős* időben kisebb csapatokban, de sűrűbben, a +25 °C-on felüli hőmérséklet idején ritkábban, de 60—70-es nagy csapatokban lepték el az érő búzatáblákat. A második költésű fiókákat leginkább búzaszemekkel táplálták. 5 esetben összesen 67 házi veréb a *felszántott tarlóról* szedte össze az elhullott búzaszemeket, ezzel hasznót hajtottak. A mezei verebek a kalászból kipergett búzaszemeket a talajról szedték fel. A balkáni gerlek a lovaskocsik által letaposott és talajra hullott búzaszemeket fogyasztották.

Zea mays: *Passer domesticus* 4 esetben, összesen 41 egyed; *Passer montanus* 2 esetben, 4 egyed fogyasztotta a kukoricát.

Cannabis sativa: 1 esetben 2 balkáni gerle fogyasztotta a kendert. A kupacban álló kendert a madarak nem részesítették előnyben.

Helianthus annuus: *Streptopelia decaocto* 1 esetben 9 egyed, *Alauda arvensis* 1 esetben, 2 egyed fogyasztotta a napraforgót. 1968. VIII. hó 28-án (+28 °C) begyűjtött balkáni gerle *teli begyében*: 146 db, zúzógyomrában: 7 db napraforgó-kaszattermést találtam a gyomnövények mellett.

b) *Gyomnövények.* A fitocönológiai felvételezés során 31 gyomnövényt mutattam ki az egyes aspektusok során, s ebből a felsorolt 11 gyomnövény magvait, terméseit fogyasztotta a *Passer domesticus* 2 esetben, 3 egyed; a *Passer montanus* 8 esetben, 62 egyed; a *Carduelis carduelis* 1 esetben, 5 egyeddel: *Polygonum aviculare*, *Chenopodium album*, *Ch. hybridum*, *Ch. urbicum*, *Convolvulus arvensis*, *Amaranthus retroflexus*, *Atriplex litoralis*, *Setaria lutescens*, *Ajuga chamaepitys*, *Carduus acanthoides*, *Cichorium intybus*.

Állati táplálék. *Hyphantria cunea* Drury: *Passer montanus*: 8 esetben volt megfigyelhető, hogy mezei veréb fogyasztotta az amerikai szövőlepkét. A fiókákat is legtöbbször ezzel táplálták. A lepkék szárnyát mindig kitepték (RÉKÁSI, 1968), a szőrös hernyókat nem fogyasztották.

Passer domesticus: 2 esetben a falu széléhez közeli eperfákról vitték a fiókáknak a szövőlepkét. Az agrárterületeken változatosabb és bőségesebb táplálék folytán a mezei verebek kevesebb amerikai szövőlepkét fogyasztottak, mint a faluban élő és főleg ott táplálkozó házi verebek. Ezt igazolja a követ-

kező megfigyelés: májusban 5 kilencnapos háziveréb-fiókának 5 óra alatt 407 szövőlepkét vittek a szülők, óránként átlagban 81 db-ot. Ebből a szülők csak 12—13 db-ot fogyasztottak. Az amerikai szövőlepké szőrös hernyóját a sárgarigó 3 esetben (lombkoronaszinten) és a kakukk 5 esetben talajszinten, lombkoronaszinten szerezte, de mindig az utóbbit fogyasztotta el.

Anomala vitis: a fináncbogarát 3 esetben fogyasztották a mezei verebek. Függetlenül felszállva 120 cm-re a talajtól fogták el a repülő rovar. A házi verebek 2 esetben 5 m magasan a levegőben zsákmányolták a repülő fináncbogarát, s a közeli villanydróton fogyasztották el.

Anisoplia segetum: a gabonaszipolyokat csak a mezei verebek fogyasztották 5 esetben, napsütéses időben.

Geotrupes sp.: 2 esetben összesen 18 mezei veréb az út menti trágyadomb tövében fogyasztotta a ganéjtúróbogarakat.

Acyrtosiphon pisum: a 20 kh borsóföldön (1968. V. 29-től VI. 15-ig) a levéltetveket legintenzívebben a házi verebek fogyasztották 15 esetben, összesen 578 egyed. 1 esetben 15 mezei veréb is fogyasztotta a levéltetveket. A fertőzöttség megállapítása céljából a borsóföld 1 m²-es területéről begyűjtöttem a levéltetveket és parazitáikat, a katicabogarakat is. Az 1 m²-en: 437 db borsólevéltetű (30% szárnyas) és 42 db katicabogár volt. Az ugyanakkor begyűjtött házi veréb gyomrában egyetlen, a mezei veréb gyomrában csak 1 db katicabogarat találtam. Ezen két fajon kívül a borsóföldön levéltetveket fogyasztott: 4 db *Saxicola rubetra*, 2 db *Sturnus vulgaris*, 1 db *Coloeus monedula*, 1 db *Lanius collurio* és 1 db *Alauda arvensis*.

Közelebről meg nem határozott állati táplálék: zöld hernyót kenderföldről zsákmányolt mezei veréb 1 esetben. Rozsdás csaláncsúcs 2 esetben hernyót fogyasztott eperfák törzsszintjén, amelyet búzaföldről szerzett. Kis őrgébics kiemelkedő rögnön fogyasztotta el állati táplálékát. 1 db hantmadár a szántás buckáin fogta a rovarokat. Dohányföldön csak 1 db *Motacilla alba* egyedet láttam. Tarlón 2 db *Ciconia ciconia*, 2 db *Falco tinnunculus*, 2 db *Sturnus vulgaris*, 16 db *Perdix perdix*, 2 db *Pica pica* táplálkozott. A hároméves megfigyelés alatt összesen 11 madárfaj követte a szántó traktort és táplálkozott a felszínre került rovarokkal, lárvákkal.

Összehasonlítva a két gazdaságilag jelentős madárfajt, a következőket állapíthatjuk meg: a faluban fészkelő házi verebek a 84 felmérés során megközelítőleg ugyanannyiszor keresték fel a faluból kirepülve az agrárterületeket, mint a mezőgazdasági területek közvetlen szomszédságában, eperfák odvaiban fészkelő mezei verebek, de 2,5-szer több egyedszámmal. Az eperfákat táplálkozás szempontjából a mezei verebek 76-szor, a házi verebek 50-szer keresték fel, de a házi verebek csak kb. 150 egyeddel voltak többen. A házi verebek 8-szor annyi egyedszámmal és 3-szor annyi esetszámmal okoztak a mezőgazdasági területeken kárt, mint a mezei verebek (kalászból a szem kipergetésével). A hasznátételnél esetszámban a mezei verebek, egyedszámban kis előnnyel a házi verebek javára billen a mérleg. Ha eltekintünk az út menti eperfák közvetlen szomszédságában levő mezőgazdasági területektől és csak a tulajdonképpeni útszakasz értékeljük táplálkozás szempontjából, akkor a mezei verebek hasznátétele esetszámban 3-szor, egyedszámban kb. 9-szer megelőzi a házi verebek hasznátételét. A két faj tömegeloszlását a fajok eltérő táplálkozás-etológiája magyarázza. A két fajon kívül még 23 madárfaj táplálkozott az útszakasz melletti agrárterületeken, s ebből 10 faj a falut is felkereste.

Irodalom

- Balogh, J. (1958):* Lebensgemeinschaften der Landtiere. Berlin.
- Osaba J. (1958):* Adalékok a fák és cserjék termését fogyasztó madarak táplálkozásához. *Aquila*. LXV. 85–87. p.
- Dierschke, F. (1968):* Vogelbestandsaufnahmen in Buchenwäldern des Wesergebirges im Vergleich mit Ergebnissen aus Wäldern der Lüneburger Heide. *Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. N. F.* 13. Todenmann u. Rinteln. 172–194. p.
- Farkas, T. (1954):* Bird-Faunistical and Coenological Researches at the Lake of Solymár. *Aquila*. 55–58. 148–158. p.
- Győry J. (1957):* Madártársulás- és környezettani vizsgálatok 1954–55 telén a Soproni-hegységben. *Aquila*. LXIII–LXIV. 41–49. p.
- Horváth L. (1945):* A pellerdi halastavak madárfaunája. Dunántúli Tudományos Intézet kiadv. 6. sz. 3–20. p.
- Horváth L. (1954):* Madártani vizsgálatok a tuskés-pusztai halastavakon. *Állattani Közlemények*. XLIV. 1–2. füzet. 49–59. p.
- Keve A. (1972):* A madarak és a közlekedés. *Búvár*. XXVII. 3. 150–156. p.
- Legány A. (1968):* Erdőtelepítések madártani jelentősége. *Állattani Közlemények*. 55. 1–4. p.
- Legány A. (1973):* Nemesnyárasok (*Populeto cultum*) ornitológiai problémái. *Aquila*. LXXVI–LXXVII. 65–72. p.
- Oelke, H. (1968):* Ökologisch-siedlungsbiologische Untersuchungen der Vogelwelt einer nordwestdeutschen Kulturlandschaft... *Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. N. F.* 13. Todenmann u. Rinteln. 126–171. p.
- Pinowski, J. (1966):* Experimental studies on the dispersal of young tree sparrows (*Passer montanus*). *Abstr. XIV. Congr. Int. Orn.* 95–96. p.
- Pinowski, J. – Kendeigh, S. C. (1977):* Granivorous birds in ecosystems. IBP 12. Cambridge, London, New York, Melbourne. 1–431. p.
- Rékási, J. (1968):* Data on the food biology of *Passer domesticus* L. *International Studies on Sparrows*, Warszawa. 25–39. p.
- Rékási J. (1970):* Bromatológiai és ökológiai vizsgálatok Bácsalmás és környékének vadmadarain, különös tekintettel egyes urbanizált madárfajokra. Doktori értekezés. Kézirat. 1–429. p.
- Rékási J. (1974):* Adatok a Bácsalmás környéki romtanyák madárvilágához. *Aquila*. LXXVIII–LXXIX. 234–235. (242). p.
- Schmidt, E. (1963):* Vogelzöologische Untersuchungen in den Bergen um Buda (I. Buda-keszi). *Acta Zool. Budapest*. 9. 3–4. 373–390. p.
- Schmidt, E. (1964):* Vogelzöologische Untersuchungen in den Bergen um Buda (II. Solymár). *Ekol. Polska. Seria A*. 12. 32. 597–614. p.
- Schmidt, E. (1966):* Vogelzöologische Untersuchungen in den Bergen um Buda (III. Nagykovácsi). *Aquila*. LXXI–LXXII. 113–147. p.
- Soó R. (1965):* Növényföldrajz. Tankönyvkiadó, Budapest. 3–152. p.
- Truček, F. (1957):* A Duna melletti ligeterdők madárvilága tekintettel gazdasági jelentőségükre. *Aquila*. LXIII–LXIV. 15–40. p.

Cenological and ecological investigations on birds of roadside mulberry-trees

Dr. József Rékási

1. The cenological investigations I began after thorough faunistical and ecological investigations in 1967 on birds of roadside mulberry-trees on 2000 m long section. In the literature I could not find data about similar study. I wish to remedy it by my study taking into consideration the tasks set in it.
2. On the section investigated the mulberry-trees of the roadside were bordered on both side by arable land and so as it is placed among arable landstripes one may consider it is an open biotope. It has been underlined by results of the stomach-investigations.
3. The section investigated is a unity melted organically into the surrounding cultured biotope, however, shifted extremely, unbalanced. It has been seen once during the population study, where the species *P. domesticus* and *montanus* made up for 72.3% of the

individual number and all other 46 species made up for only 27.7%. On the other hand the biomasse values support it also as the seed-eaters have the greatest wight, after they come the mixed-feeders and at last the insect-eaters (TURČEK, 1957).

4. During 84 population surveys on the 4 ha territory 48 species were found. There was no constant dominant species. Characteristic dominant species: 9, characteristic species: 6, allied species: 19, accessory species: 29. In the first aspect 45, in the second 37, in the third 24, in the forth 12 species were found. On the territory investigated there were 18 nesting species. The old mulberry-trees with holes ensured nesting possibility and cover. One can not leave the character of the trees standing on the roadside without consideration which is important for migrants. The most common nesting species — *Passer montanus* — was investigated in 121 nests, also in respect of reproduction biology.

5. The bromatological investigations included which species, in what numbers are feeding in the section investigated, or on the agricultural areas immediately near it. During fitocenological survey 31 weedspecies were found in the aspects and 11 out of them were consumed by 9 species. The consume of the young I wish to publish in a separate study.

The relatively great individual density on my explain by the following facts: *a*) rich vegetation and insect-world, *b*) many nesting and cover possibilities migration possibilities (holes in the trees, rich canopy), *c*) a village in the nearby (nesting, winter change in food, shelter), *d*) drinking and bathing possibilities (temporary puddles, sand-bath), *e*) observation and song-places (canopy, maize-shafts, weeds, telegraph and electricity lines).

Author's address:

Dr. J. Rékási

Bácsalmás

Hősök tere 8.

H—6430

A TISZAVASVÁRI FEHÉR-SZIK
MADÁRVILÁGÁNAK ÖKOLÓGIÁJA
ÖKOLOGIE DER VOGELWELT DES FEHÉR
SZIK'S BEI TISZAVASVÁRI

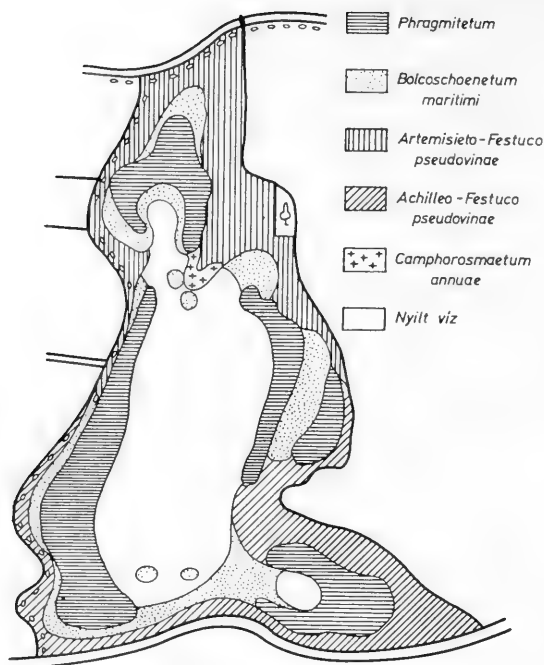
Dr. Legány András

A tiszavasvári Fehér-sziken 16 éve végzek ornitológiai megfigyeléseket (LEGÁNY, 1967). A folyamatos megfigyelések azonban lehetővé tették számomra, hogy követni tudjam azokat a változásokat, amelyek a terület vízháztartásában, vegetációjában és madárvilágában megfigyelhetők. Ezek némely esetben periodikusak (száraz és vizes időszakok váltakozása), más esetben irreverzibilisek (pl. a vegetáció átalakulása). Mindezek indokolttá teszik az adatok rendezését és az újabb eredmények közlését. Annál is inkább, mert a legújabb — 1975- és 1976-ban végzett — szisztematikus felmérések célja elsősorban nem is új faunisztikai adatok szerzése volt, hanem azokat a szabályszerűségeket kerestem, amelyek az itt élő madáregyüttes megnyilvánulásait irányítják. Tehát tulajdonképpen modellként vizsgáltam a biotópot, mint azt korábban — 1974-ben — a tiszavasvári Kastélyerdő esetében is tettem (LEGÁNY, 1975). Választásom többek között azért is esett éppen a Fehér-szike, hogy összehasonlítási alapot teremtsék az erdő és a fátlan szikes puszta madáréletének mozgástörvényei között.

A Fehér-szik Tiszavasváritól 4 km-re, ÉK-re, a 36 sz. műút mellett terül el. Nagysága 165,5 hektár, amelyből kb. 100 hektárt foglal el a tó. Tekintettel arra, hogy vízkészlete erősen ki van téve az időjárás szélsőségeinek, a vízfelület nagysága és mélysége is annak függvényében változik. Megfigyeléseim szerint szárazabb és vizesebb esztendőik periodikus váltakozása következtében vannak időszakok, amikor a tó évente kiszárad, máskor 4—5 évig állandó vize van. 1959-től 1964-ig száraz, 1965-től 1969-ig vizes, majd 1970-től 1975-ig ismét száraz periódus jellemezte. Az újabb vizes szakasz 1976 végén kezdődött. A terület eredetét illetően ősszikes. Homokos löszben kialakult, rossz lefolyású korróziós völgyben jött létre. Talaja: a felszíntől karbonátos, kerges réti szolonyec. Vize tipikusan szikes víz, nagy szódataralommal és pH-val. A szakirodalom szerint (PÉCSI, 1969) a Hajdúhát legjelentékenyebb természetes állóvize.

Vegetációja a talaj- és a vízviszonyoknak megfelelően alakult ki, és mivel a Nyírség határán terül el, a növénytársulások némi átmenetet mutatnak a szódáshomok vegetációja felé. Az egyes asszociációk részben mozaik, részben — a vízpart mentén — sávkomplexet alkotnak. Az 1960-as évek elejétől lassú, de folyamatos átalakulás figyelhető meg a növényzetben, ami a *Phragmites communis* térhódítását jelenti a *Bolboschoenus maritimus*szal szemben. Ez az átalakulás a madáregyüttes minőségi összetételében is jelentkezik. Éppen ez az összefüggés indokolja a vegetáció rövid, de az asszociációig menő ismertetését.

Mint említettem, az egyes növénytársulások a tó partvonalának mentén



16. ábra. A Fehér-szik vegetációs viszonyainak vázlat (1976. évi állapot)

kespusztai rét a jellemző. Ezek mélyebb és vizesebb pontjain — foltszerűen — az Agrosti-Beckmanniaetum asszociációt találjuk. A vaksziken, amelyből a korábbiakhoz képest jóval kisebb terület van, a bárányparéj (*Camphorosma annua*) hoz létre jellegzetes társulást. Ezt, a terület ÉK-i részén, a tóba benyúló félszigeten találjuk a legtipikusabban. A száraz esztendőknél zsugorodó vagy kiszáradó tófenéken a *Sueda maritima*, *Salsola soda* és a *Crypsis aculeata* alkot jellegzetes társulást.

Vizsgálati módszerek

Tekintettel arra, hogy itt elsősorban a madáregyüttes kialakulásával, mozgásával, belső szerkezetével kívántam megismerkedni, továbbá azzal, hogy a biotópban milyen jelentősége van az ornisz szezonális populációdinamikai változásaiban, a megfigyeléseknek és az adatfelvételezéseknek rendszerét eszerint alakítottam ki. 1975. április 6. és 1976. szeptember 13. között 29 megfigyelési nap adatai álltak a rendelkezésemre, amelyek során felhasználtam a RÓKA LÁSZLÓ által közölteket is, amiért ez úton mondok köszönetet. Ez a szisztematikusan figyelt periódus lehetővé tette a változások követését. Adataimat minden alkalommal speciálisan szerkesztett nyomtatványon rögzítettem, amelyen a topográfiai adatok mellett szerepeltek az időjárási és a vízviszonyok, a vegetációban észlelt fenológiai változások, a domborzat, az észlelt madárfajok és egyedek, azok tevékenysége a területen stb. Az adat-

sávokat hoznak létre. Ennek első tagja a Phragmitetum — nádas —, amely ma jelentős területeket foglal el, és amely korábban, mint önálló asszociáció hiányzott. Helyén azelőtt a Bolboschoenetum maritimi — szikes mocsár — tenyészett, amely ma jóval kisebb területeken figyelhető meg. Helyenként a Bolboschoenetum keskeny, zsugorodó sávját egy egészen vékony Agrosti-Caricetum distantis asszociáció követi, de ez inkább már csak mozaikokban fordul elő. A tavat szegélyező sávkomplexet mozaikkomplex váltja fel, amelyben az egyes növénytársulások a szikes mikroreliefjéhez igazodnak. A szárazabb és a magasabb pontokon, a szik északi területein Artemisieto-Festuco pseudovinae, ürmös szikespusztai gyepek, a déli területeken Achilleo-Festuco pseudovinae, füves sziki-

felvételezést meghatározott útvonalat követve végeztem, hogy lehetőleg az egész területről jó képet kapjak. Ilyenkor figyelembe vettem a látható és a hallható egyedeket, a fiókákat etető vagy vezető szülőket, a megtalált fészkeket stb., tehát minden olyan tényezőt, amely a madarak itt tartózkodásáról, tevékenységéről tájékoztatnak. Ez az adatfelvételezési rendszer lehetővé tette, hogy mindkét évben — 1975 és 1976 — megközelítő pontossággal megállapíthassam a fészkelő párokat, azok számát, eloszlását, a szaporodást.

A megfigyelési periódus adatainak értékeléséhez jelentősen hozzájárult a már említett dolgozat, egy 1968. évi részletes felvétel a fészkelőfajokról és párokról, valamint 35 szinkron megfigyelési nap eredményei. Mindezek alapján már megengedhetők bizonyos következtetések.

A megfigyelések és értékelésük

A rendszeres megfigyelések eredményeképpen a Fehér-sziken 1975—76-ban 78 madárfajt észleltem. Ebből a területen költött 15—19%. Csupán táplálkozás céljából 63 faj fordult elő, ami 81%-ot jelent. (14. táblázat).

14. táblázat

A Fehér-sziken 1975—76-ban észlelt madárfajok (a számok a fészkelő párok mennyiségét jelentik, a + a csak táplálkozni érkező fajokat jelzi)

Species — Madárfaj	1975			1976		
	pár	D %	D kateg.	pár	D %	D kateg.
1. Podiceps ruficollis PALL.	+			+		
2. Podiceps nigricollis BREHM	+			+		
3. Ardea cinerea L.	+			+		
4. Ardea purpurea L.	+			+		
5. Ciconia ciconia L.	+			+		
6. Platalea leucordia L.	+					
7. Anser anser L.	+			+		
8. Anas platyrhynchos L.	+			+		
9. Anas querquedula L.	+			+		
10. Anas crecca L.	+			+		
11. Anas acuta L.	+			+		
12. Spatula clypeata L.	+			+		
13. Aythya ferina L.	+			+		
14. Aythya nyroca GÜLD.	+			+		
15. Accipiter gentilis L.				+		
16. Buteo buteo L.	+			+		
17. Circus cyaneus L.	+			+		
18. Circus aeruginosus L.	+			+		
19. Falco vespertinus L.				1	1,85	R
20. Falco tinnunculus L.	1	1,72	R			
21. Perdix perdix L.	+			+		

a 14. táblázat folytatása

Species Madárfaj	1975			1976		
	pár	D %	D kateg.	pár	D %	D kateg.
22. Phasianus colchicus L.	+			+		
23. Grus grus L.	+					
24. Fulica atra L.	1	1,72	R	1	1,85	R
25. Vanellus vanellus L.	9	15,51	D	8	14,81	D
26. Charadrius hiaticula L.	+					
27. Charadrius alexandrinus L.	+			+		
28. Numenius pheopus L.				+		
29. Numenius arquata L.	+			+		
30. Limosa limosa L.	+			+		
31. Tringa erythropus PALL.	+			+		
32. Tringa totanus L.	3	5,17	A	1	1,85	R
33. Tringa nebularia GUNN.	+			+		
34. Tringa glareola L.	+			+		
35. Actitis hypoleucos L.	+			+		
36. Calidris minuta LEISL.	+			+		
37. Calidris temminckii LEISL.	+			+		
38. Calidris alpina L.	+			+		
39. Phylomachus pugnax L.	+			+		
40. Recurvirostra avosetta L.	6	10,34	D	5	9,25	Sd
41. Larus argentatus PONT.	+			+		
42. Larus melanocephalus TEMM.	+					
43. Larus ridibundus L.	+			+		
44. Chidonias niger L.	+			+		
45. Columba palumbus L.	+			+		
46. Streptopelia turtur L.	+			+		
47. Streptopelia decaocto FRIV.	+			+		
48. Cuculus canorus L.	+			+		
49. Asio otus L.	+			2	3,70	R
50. Merops apiaster L.	+			+		
51. Upupa epops. L.	+			+		
52. Picus viridis L.	+			+		
53. Alauda arvensis L.	4	7,00	Sd	3	5,55	A
54. Hirundo rustica L.	+			+		
55. Delichon urbica L.	+			+		
56. Corvus cornix L.	+			1	1,85	R
57. Corvus frugilegus L.	+			+		
58. Pica pica L.	+			+		
59. Parus maior L.	+			+		
60. Parus caeruleus L.	+			+		
61. Turdus pilaris L.	+			+		
62. Saxicola rubetra L.	+			+		
63. Locustella luseinioides SAVI.	+			+		
64. Acrocephalus arundinaceus L.	12	20,68	D	13	24,07	D
65. Acrocephalus schoenobaenus L.	9	15,51	D	8	14,81	D

a 14. táblázat folytatása

Species Madárfaj	1975			1976		
	pár	D %	D kateg.	pár	D %	D kateg.
66. <i>Sylvia communis</i> BODD.	+			+		
67. <i>Phylloscopus collybita</i> VIEILL.	+			+		
68. <i>Anthus pratensis</i> L.	+			+		
69. <i>Motacilla alba</i> L.	1	1,72	R	+		
70. <i>Motacilla flava</i> L.	2	3,44	R	2	3,70	R
71. <i>Lanius collurio</i> L.	+			+		
72. <i>Sturnus vulgaris</i> L.	+			+		
73. <i>Passer montanus</i> L.	+			+		
74. <i>Carduelis carduelis</i> L.	+			+		
75. <i>Carduelis spinus</i> L.	+			+		
76. <i>Emberiza citrinella</i> L.	+			+		
77. <i>Emberiza calandra</i> L.	1	1,72	R	+		
78. <i>Emberiza schoeniclus</i> L.	9	15,51	D	9	16,66	D

D = domináns.

Sd = szubdomináns.

A = akcesszorikus.

R = ritka.

Mindkét esztendőben a fészkelőfajok száma 12 volt, a pároké pedig 1975-ben 58, 76-ban 54. A fészkelők biomasszájának értékei is hasonlóan alakultak: 10 460 g és 10 860 g. Ez azt jelenti, hogy a terület 1 hektárjára 65,3 g, illetve 67,8 g madárelőcsú jutott. Ez a szám természetesen csak a fészkelő párokra vonatkozik és kis értéke tulajdonképpen természetes, ha viszonyítjuk a terület nyújtotta fészkelési lehetőségekhez.

A biotóp jellegéből eredően a fajok dominancia viszonyai egészen mások mint azt egy erdőben tapasztaljuk. Ez az élőhely nagyfokú specializációt kíván, amely kiostálja a fajokat. Csökken a ritka és akcesszorikus fajok száma, és nő a dominánsoké, mert a jól alkalmazkodott fajok egyedszáma is nő, mivel — éppen az említett szelekció miatt — bőven áll rendelkezésre táplálkozó- és fészkelőterület. Ezek alapján a következő eredményeket kap-
tam:

1975-ben

	faj	summa D-érték
Domináns	5	77,51%
Subdomináns	1	7,00%
Akcesszorikus	1	5,17%
Rarus	5	10,32%

1976-ban

Domináns	4	70,40%
Subdomináns	1	9,25%
Akcesszorikus	1	5,55%
Rarus	6	14,80%

A summa D-értékeket vizsgálva azt tapasztaljuk, hogy az akcesszorikus és ritka fajok összege igen alacsony. Mindössze 15,49, illetve 20,35%-os értékeket kaptam. Ha ezt összehasonlítom a már említett Kastélyerdő adatával, amely 62,9%, akkor már önmagában ez a két érték is utal a biotópok jelentős különbségeire. Az erdő olyan élőhely, amely sokféle ökológiai igényt képes kielégíteni. A szik viszont meglehetősen egyoldalú. Ennek következtében az erdőben könnyebben telepedhetnek meg újabb fajok — esetleg csak igen kis számban —, és ezzel növelik az együttes fajszámát, de a ritka vagy az akcesszorikus fajok révén. Éppen ezért az együttes fajösszetételének állandósága csökkenhet. A sziken ezzel szemben sokkal nehezebben telepszik meg egy újabb faj. Csak akkor, ha a biotópban jelentős ökológiai változás tapasztalható, pl.: állandó magas víz, a nád elterjedése, az emberi zavaróhatás csökkenése, stb.

A Fehér-szik fészkelő madáregyüttesének stabilitására utal egyébként a magas konstanciájú és dominanciájú fajok viszonylag nagy száma is, amely értékek több esetben is azonos fajt érintenek.

Konstans

Anas platyrhynchos
Vanellus vanellus

Emberiza schoeniclus

Szubkonstans

Tringa totanus
Alauda arvensis
Pica pica

Domináns

Vanellus vanellus
Acrocephalus arundinaceus
Acrocephalus schoenobaenus
Emberiza schoeniclus

Szubdomináns

Recurvirostra avosetta
Alauda arvensis

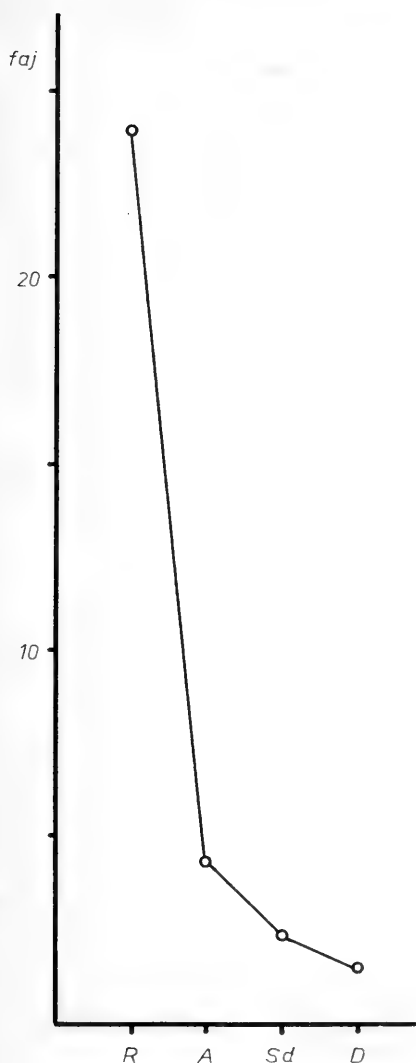
Mindezek alapján a Fehér-szik madáregyüttesét egy fajszegény, de összetételében stabil együttesnek tekintem, amelynek gerincét konstans-domináns fajok adják.

A dominancia viszonyok vizsgálata kapcsán koordinátarendszerben ábrázoltam a különböző dominancia-kategóriákba tartozó fajok számát. Számos különböző erdőterületek görbáját vetettem össze a szik eredményeivel. Interpoláció segítségével megszerkesztettem az erdőkre jellemző dominanciagörbét (17. ábra), és ugyancsak interpolálással a Fehér-szik görbáját is (18. ábra). A különbségek szembetűnőek. Ennek magyarázata azokban az ökológiai viszonyokban rejlik, amelyekről már szóltam, és amelyek megszabják egy-egy faj megtelepedését vagy elszaporodását. Ilyen alapon a görbe jellemzi a biotópot is, és minél inkább extrém a terület, minél több pesszimális faktor rostálja ki a fajokat, a görbe annál inkább U alakú lesz.

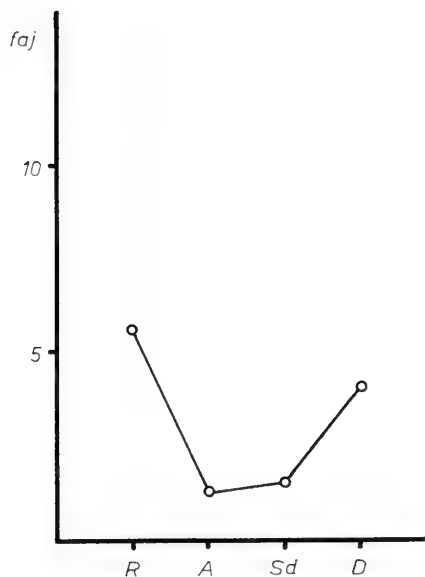
Új faj tehát csak akkor telepedhet meg, ha valamiféle ökológiai változás ezt lehetővé teszi. Ez a változás azonban esetleg meglevő fajok eltűnését vagy egyedszámbeli csökkenését vonhatja maga után. Állításom bizonyítékként szolgáljon itt a 15. táblázat.

Négy év fészkelési eredményeit állítottam párhuzamba, amely tulajdonképpen 3 ökológiai periódust foglal magába. Az első — az 1960-as évek elejét reprezentálja — száraz időszak. A víz kevés, augusztus végére, szeptember elejére kiszárad a tó. A partok jórészt csupaszok, nádas még nincs. Jelentős területeket foglal el a vakszik. Ekkor a fajszegény xerofill elemekből összetett

← 17. ábra. A különböző erdők adatai alapján szerkesztett és azokra jellemző dominanciagörbe



18. ábra. A Fehér-szik 1975–76. évi adatai alapján szerkesztett dominanciagörbe



madáregyüttes jellemző. Még teljesen hiányzanak a nádi énekesek, nem lévén megfelelő fészkelőhely számukra. Ugyanakkor még szép számmal költött a *Lanius minor*, amely azóta — számomra ismeretlen ok miatt — teljesen eltűnt. Hiányát nem helyi tényezők indokolják.

A következő periódus — az 1960-as évek második fele — erősen vizes. A tó 5 éven keresztül nem száradt ki, és a vízállás állandóan magas. Ennek, valamint a csökkent legeltetés következtében a nád megerősödött, és jelentős területeket foglalt el a szikes mocsár rovására. Önálló asszociációt létrehozva külön sávot alkotott a tó körül, amely számos faj megjelenését és fészkelését tette lehetővé. Megjelentek a nádi énekesek (*Acrocephalus arundinaceus*, *Acrocephalus schoenobaenus*, *Emberiza schoeniclus*). Az együttes fajösszeté-

15. táblázat

A Fehér-sziken fészkelő madáreggyüttes összetételének alakulása az ökológiai tényezők változásainak következtében (a számok a fészkelő párok mennyiségét jelentik)

Species Madárfaj	1961	1968	1975	1976
1. Podiceps ruficollis PALL.		7		
2. Podiceps nigricollis BREHM		6		
3. Podiceps cristatus L.		4		
4. Ixobrychus minutus L.		6		
5. Anas platyrhynchos L.		4		
6. Anas querquedula L.		1		
7. Spatula clypeata L.		6		
8. Aythya ferina L.		1		
9. Aythya nyroca GÜLD.		2		
10. Falco vespertinus L.		1		1
11. Falco tinnunculus L.	2		1	
12. Gallinula chloropus L.	1	2		
13. Fulica atra L.		40	1	1
14. Vanellus vanellus L.	10	17	9	8
15. Charadrius dubius SCOP.	2			
16. Charadrius alexandrinus L.	4	1		
17. Tringa totanus L.	1	6	3	1
18. Recurvirostra avosetta L.	2	1	6	5
19. Asio otus L.				2
20. Alauda arvensis L.	4	1	4	3
21. Corvus cornix L.	1			1
22. Pica pica L.	2			
23. Acrocephalus arundinaceus L.		12	12	13
24. Acrocephalus schoenobaenus L.		9	9	8
25. Motacilla alba L.			1	
26. Motacilla flava L.			2	2
27. Lanius minor GM.	5			
28. Emberiza calandra L.			1	
29. Emberiza schoeniclus L.		8	9	9
A fészkelőfajok száma	11	20	12	12
A fészkelő párok száma	34	135	58	54

telére a higrofill elemek voltak jellemzőek, a xerofillek száma csökken (pl. *Alauda arvensis*, *Recurvirostra avosetta*, *Charadrius sr.* stb.). A nád megjelenése és az állandó víz okozta ökológiai változások miatt ebben az időszakban volt a legmagasabb a fészkelőfajok és a fészkelő párok száma.

A harmadik szakasz — az 1970-es évek első fele — ismét száraz periódus. A vízviszonyok az időjárás függvényeként erősen változtak. Az együttes jellegét korábban meghatározó higrofill elemek nem bírják a szélsőséges viszonyokat, és eltűnnek a területről. Az együttes faji összetétele rendkívül hasonlít a 60-as évek elején tapasztaltakhoz. Azonban egy lényeges minőségi különbség mégis van. Az előző periódusban megerősödő nádszegély megmaradt, és vele együtt megmaradtak a nádi énekesek is. Ennek a xerofill jellegű, de minőségében mégis új és gazdagabb együttesnek létrejöttét és fennmaradását a vegetációban bekövetkezett irreverzibilis változás tette lehetővé.

A szikesről tehát úgy látszik elmondhatjuk, hogy a madarak szempontjából — néhány fajt kivéve — olyan élőhely, amely elsősorban a fészkelőhelyek megléte vagy hiánya útján befolyásolja az együttes összetételét. A táplálék ugyanis sokkal nagyobb mennyiségben áll rendelkezésre, mint amit a fészkelő madáregyüttes el tud fogyasztani. Ez az oka annak, hogy a Fehér-sziken is mindig nagy számban észleltem olyan fajokat, amelyek csupán táplálkozni jöttek ide.

A szik maga csak három fészkelési szintben való költést tesz lehetővé: a víz, a talaj és a nád szintjét. Hogy itt, a lombkorona-szintben költők is vannak, azt a szegélyző akácfasor teszi lehetővé. A fajok fészkelési szintek szerinti megoszlása a következő volt:

1975-ben költött

	<i>Faj</i>	<i>%</i>	<i>Pár</i>	<i>%</i>
Víz-szintben	1	8,33	— 1	1,72
Talaj-szintben	8	66,66	— 35	60,46
Nád-szintben	2	16,68	— 21	36,20
Lombkorona-szintben	1	8,33	— 1	1,72

1976-ban költött

	<i>Faj</i>	<i>%</i>	<i>Pár</i>	<i>%</i>
Víz-szintben	1	8,33	— 1	1,85
Talaj-szintben	6	50,—	— 28	51,87
Nád-szintben	2	16,67	— 21	38,88
Lombkorona-szintben	3	25,—	— 4	7,40

Mind a fajok, mind pedig a párok számában a talaj-szintben költő — terrikol — fajok dominálnak. Száraz periódus lévén ez teljesen indokolt is. A víz-szintben költő — hidroecikus — fajok és párok száma erősen lecsökkent. 1975-ben még a lombkorona-szintben költők — arborikolok — is megelőzik. Egy vízesebb periódusban ezek az arányok egészen másképpen alakulnak. 1968-ban például a következők voltak:

<i>Költött</i>	<i>Faj</i>	<i>%</i>	<i>Pár</i>	<i>%</i>
Víz-szintben	6	30	— 59	44,02
Talaj-szintben	10	50	— 47	35,07
Nád-szintben	3	15	— 27	20,14
Lombkorona-szintben	1	5	— 1	0,77

Tehát állandó és magas vízszint esetén nemcsak a hidroecikus fajok száma nő meg, hanem a fészkelő párok számát tekintve domináns is lesz. A madár-együttes tehát rendkívül plasztikus és gyorsan reagál az ökológiai változásokra mind pozitív, mind pedig negatív irányban.

Vizsgáltam a fészkek eloszlását a területen, és megállapítottam, hogy itt a fajok sokkal inkább ragaszkodnak egy-egy növénytársuláshoz, mint azt az erdőben tapasztaltam. Ennek okát abban látom, hogy egy erdőtársulás 3—4 fészkelési szintet is jelent, szemben a szikések asszociációival, amelyek rendszerint csupán egyetlen fészkelési szintet képviselnek. Ezen túl, a madarak az azonos fészkelési szintet jelentő növénytársulások között is válogatnak, és konzekvensen ragaszkodnak egy bizonyos asszociációhoz. Például:

— a *Phragmitetum*ban fészkeltek: *Acrocephalus arundinaceus*, *Acrocephalus schoenobaenus*;

— az *Artemisieto-Festuco pseudovinae* társulásban költött az *Aluda arvensis*, *Emberiza calandra*, legtöbbször a *Vanellus vanellus* és a *Tringa totanus* is;

— a *Camphorosmetum annuae* asszociációhoz ragaszkodott a *Recurvirostra avosetta*.

A fészkek térbeli eloszlása döntően összefüggött azzal, hogy a faj közvetlenül a fészkek környékét tekinti táplálkozási területnek, vagy azt elhagyva kóborol az egész sziken. Ennek megfelelően a fészeklakó nádi énekesek és a mezei pacsirták szabályosan felparcellázták a területet (19—20. ábra). Ezzel szemben a fészekhagyó búbécek, gulipánok és piroslábú cankók egyáltalán nem ragaszkodtak így a terület felosztásához. Az egyes párok között nem tapasztaltam határozottan megtartott távolságokat. Sőt, sokszor szinte telepeket alkotva költöttek.

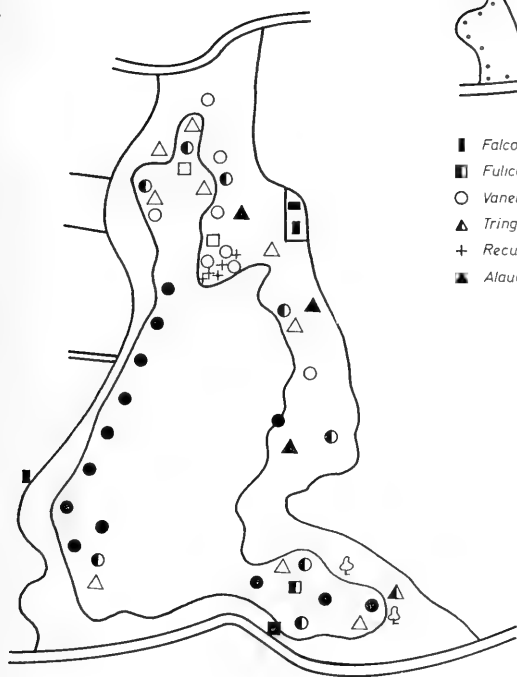
Bizonyos fajok egyedszáma évek óta nem változott vagy a változás jelentéktelen (*Acrocephalus arundinaceus*, *Acrocephalus schoenobaenus*, *Emberiza schoeniclus*). Ebből arra következtetek, hogy a sziken e fajok számára elfoglaló és kitölthető terület telített. Jelentősebb növekedés vagy csökkenés csak a *Phragmitetum* területváltozása után következne be. De ugyanígy telített a *Vanellus vanellus* és az *Alauda arvensis* által hasznosított terület is. Az itt bekövetkező számváltozás — csökkenés — a vizes periódussal várható (15. táblázat). A telítettséget az első csoportnál a fészkelő- és a táplálkozási területre egyaránt vonatkoztatom. A második csoportnál azonban a táplálékot figyelmen kívül kell hagynom, mert nagy számban keresik fel a területet hasonló táplálékot fogyasztó, de a sziken nem fészkelő madarak.

Elemezve a fészkelő fajok megoszlását — a fogyasztott táplálék minősége alapján — megállapítottam, hogy a vizsgált két évben az arányok teljesen megegyeznek:

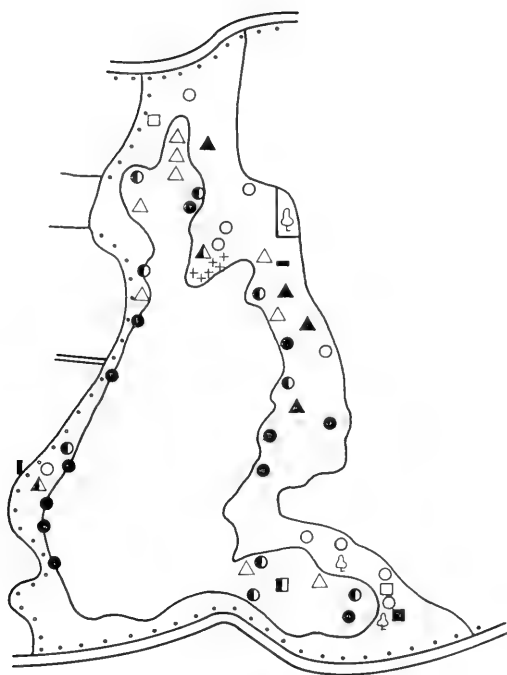
	<i>Faj</i>	<i>%</i>
Húsevő	1	8,33
Rovarevő	8	66,68
Növényevő	1	8,33
Vegyesevő	2	16,66

Némi eltérést a fészkelő párok számában jelentkező különbségek eredményeztek, amelyek azonban nem voltak olyan jelentősek, hogy az egyes kategóriák közötti viszonyokat számottevően befolyásolták volna. Ezt a

19. ábra. A fészkelő párok megoszlása
1975-ben a Fehér-szíken



- | | |
|---------------------------------|-------------------------------------|
| ■ <i>Falco vespertinus</i> | ▲ <i>Alauda arvensis</i> |
| ■ <i>Fulica atra</i> | — <i>Corvus cornix</i> |
| ○ <i>Vanellus vanellus</i> | ● <i>Acrocephalus arundinaceus</i> |
| ▲ <i>Tringa totanus</i> | ● <i>Acrocephalus schoenobaenus</i> |
| + <i>Recurvirostra avosetta</i> | □ <i>Motacilla flava</i> |
| ■ <i>Asio otus</i> | △ <i>Emberiza schoeniclus</i> |



- | | |
|---------------------------------|-------------------------------------|
| ■ <i>Falco tinnunculus</i> | ● <i>Acrocephalus arundinaceus</i> |
| ■ <i>Fulica atra</i> | ● <i>Acrocephalus schoenobaenus</i> |
| ○ <i>Vanellus vanellus</i> | ■ <i>Motacilla alba</i> |
| ▲ <i>Tringa totanus</i> | □ <i>Motacilla flava</i> |
| + <i>Recurvirostra avosetta</i> | — <i>Emberiza calandra</i> |
| ▲ <i>Alauda arvensis</i> | △ <i>Emberiza schoeniclus</i> |

20. ábra. A fészkelő párok megoszlása
1976-ban a Fehér-szíken

vizsgálatot elvégeztem az összes megfigyelt fajra vonatkoztatva is — tehát nemcsak a fészkelőkre —, ahol a következő eredményeket kaptam:

	Faj	%
Húsevő	10	13
Rovarevő	41	52
Növényevő	13	17
Vegyesevő	14	18

Itt is és az előbb is a rowarevők abszolút dominanciája volt tapasztalható, amely nemcsak a fajok számában jelentkezett, hanem az egyedekében is. Ebből következően az az élősúly is dominált, amely rovar táplálékon élt. Mindezekből arra lehet következtetni, hogy a terület eltartóképessége jóval nagyobb, mint azt a fészkelő párok mennyiségéből gondolnánk.

Annak ellenére, hogy a szikesnek — az erdőhöz képest — viszonylag csekély a növényi produkciója, jelentős mennyiségű anyag áramlik el a területről, főleg rovar, de más táplálék formájában is. A szik tipikusan exportált ökoszisztéma. Ez egy igen jelentős különbség az erdőterületekkel szemben. Ott inkább az anyag beáramlása, importja tapasztalható. Mindez összefügg azzal, hogy a fészkelési viszonyok sokrétűsége — vagy éppen egysíkúsága — miatt mennyire válik lehetővé a madarak számára a terület kihasználására. Amennyiben egy ökoszisztémában táplálékfelesleg jelentkezik, az az esetek többségében onnan folyamatosan eláramlik az oda táplálkozni járó fajok útján.

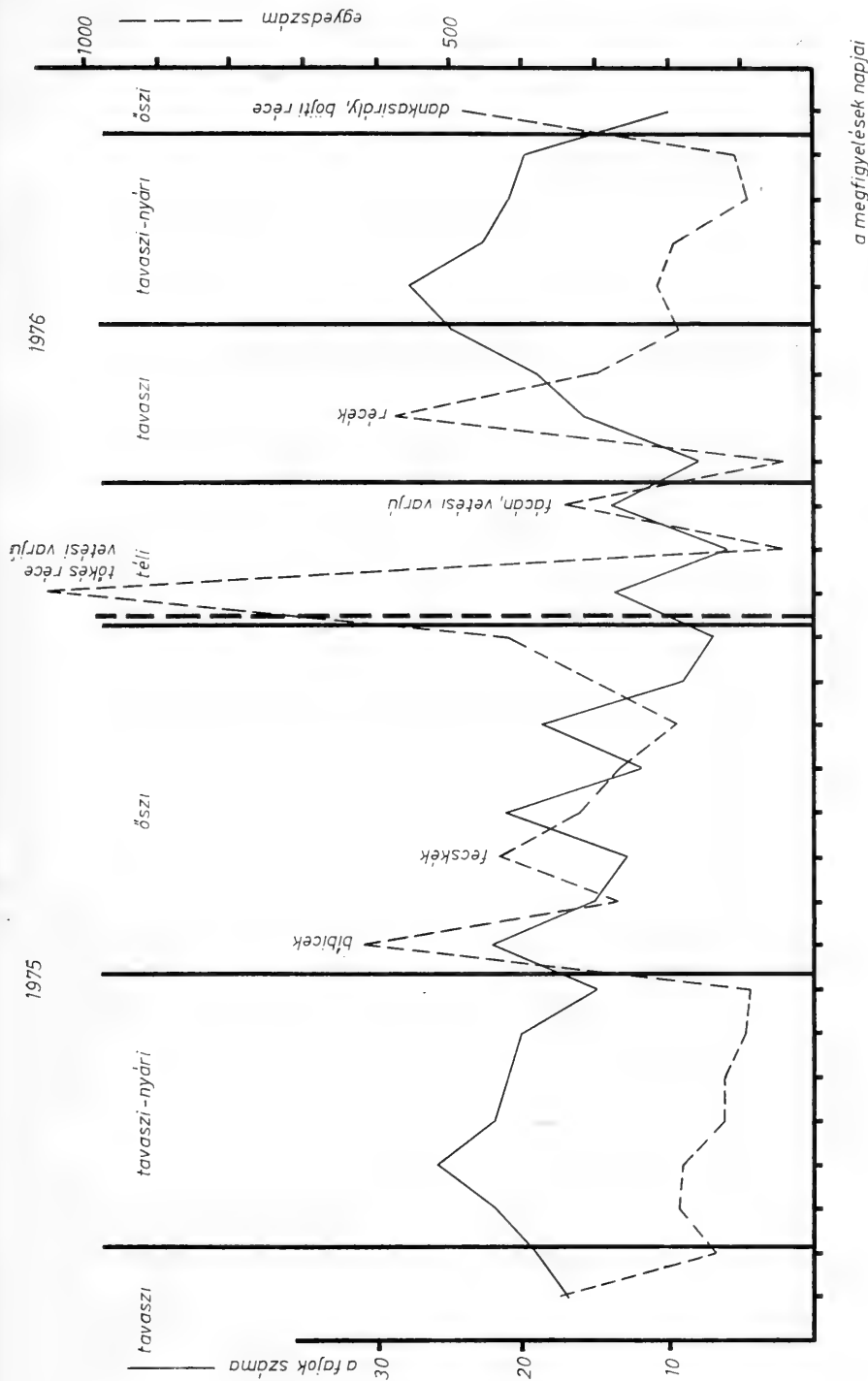
Minden ökoszisztémában tapasztalhatók szezonális változások, amelyek mennyiségi és minőségi paraméterekkel jellemezhetőek. Ezek a változások szabályosan követik egymást, és az egyes években törvényszerűen ismétlődnek. A természet egyes képei — aspektusai — fontos jellemzői az ökoszisztémáknak. A vizsgált területen az egyes aspektusok egzakt elhatárolása és jellemzése érdekében megszerkesztettem — a vizsgált időszakra vonatkozóan — a fajok és az egyedek számváltozásának, valamint a biomasszaértékek változásának görbéit (21—22. ábra). Ezek és a megfigyelések alapján a Fehérszik aspektusváltozásaira vonatkozóan 4 periódust különböztettem meg.

1. Kora tavaszi aspektus: kb. február végén kezdődik a hó és a jég elolvadásával. Április 20-a körül ér véget. Jelentős vonulási szakasz, ahol nagy tömegek átfutása a jellemző. Különösen kiemelkednek tömegükkel: *Anas platyrhynchos*, *Anas querquedula*, *Anas crecca*, *Anas acuta*, *Vanellus vanellus*, *Tringa tolanus*, *Tringa nebularia*, *Philomachus pugnax*. A tavaszi vonulás gyors. Ezért hirtelen változások észlelhetők, amelyek a görbéken is gyors ugrásokat eredményeznek. Viszonylag kevés faj, de nagy egyedszámmal szerepel. Főképpen a tőlünk északra költő fajok és egyedek haladnak át. Az erdő tavaszi aspektusához képest két héttel előbb zajlik.

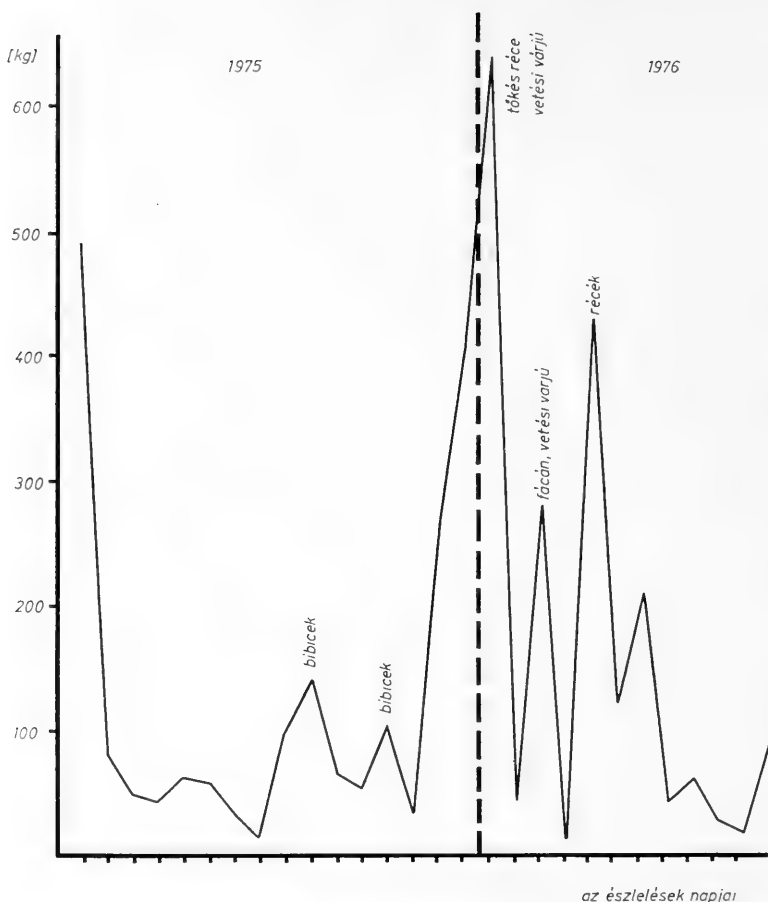
2. Tavasz—nyári aspektus: április végén (20—25.) kezdődik és július végéig (20—25.) tart. A periódust június elejével (10—15.) két szakaszra lehet bontani.

I. Kialakul a fészkelőközösség. Lezajlik a költés. A fajok száma ilyenkor a legnagyobb, az egyedszám pedig tartósan a legkisebb.

II. A költés befejeztével az új nemzedék jelentős mennyiségi gyarapodást idéz elő. Az aspektus előző szakaszától jelentős minőségi különbség nem választja el. A tavasz—nyári aspektus a sziken egy jó hónappal előbb fejeződik be, mint az erdőben.



21. ábra. Faj- és egyedszámváltozások az 1975. és 1976. évben a Fehér-szíken



22. ábra. A biomasz értékeinek változásai az 1975. és 1976. évben a Fehér-sziken

3. Őszi aspektus: hosszú és mozgalmas szakasz, amely július végével (20—25.) indul és általában november 20—25-ig tart. A legszínesebb, fajokban és egyedekben a leggazdagabb. Az átvonuló csapatok miatt jelentős ugrások tapasztalhatók a görbéken. Ekkor nagyobb tömegekben jelentkeznek: *Anas platyrhynchos*, *Anas querquedula*, *Anas crecca*, *Vanellus vanellus*, *Larus ridibundus*, *Calidris* és *Tringa* fajok. Ezt az aspektust azonban erősen befolyásolják a vízviszonyok, azaz a víz kiszáradása, amely a vizsgált területen a legdöntőbb ökológiai faktor. Összehasonlítva az erdővel, jóval hosszabb az ott zajló őszi aspektusnál. Előbb kezdődik és később fejeződik be.

4. Téli aspektus: november 20—25-én kezdődik és február végéig tart. Ha van víz és nincs befagyva egyik legjellegzetesebb faj az *Anas platyrhynchos*. Esetleg az *Anser albifrons* kisebb csapatai. Ha víz nincs, vagy már be van fagyva, akkor egy sajátos és egyáltalán nem higrofil együttes jellemzi: *Corvus frugilegus*, *Corvus cornix*, *Pica pica*, *Turdus pilaris*, *Parus maior*, *Parus caeruleus*, *Emberiza citrinella*, *Emberiza schoeniclus*. Ez az időszak viszont jóval rövidebb, mint a hasonló erdei periódus. Egy hónappal később kezdődik

és kb. 3 héttel hamarabb fejeződik be. Erre az aspektusra az alacsony fajsám és olykor igen magas egyedszám a jellemző.

Összefoglalva a Fehér-sziken található madáregyüttes kialakulásáról, összetételéről a következők mondhatók el:

1. A vizsgált ökoszisztémában a legdöntőbb ökológiai faktor a víz, amely a madáreléletet is meghatározza.

2. Az együttes faji összetételében — éppen a vízviszonyok periodikus változása következtében — szakaszos átalakulásokat figyelhetünk meg.

3. A vizsgált ökoszisztéma exportáló jellegű, mert jelentős anyag kerül ki a területről éppen az ide táplálkozni érkező madarak útján.

4. A madarak megtelepedését — új fajok jelentkezését, vagy a már meglevők elszaporodását — itt elsősorban a fészkelési lehetőségek szabják meg és nem a táplálék.

5. A Fehér-szik, amely ma már természetvédelmi terület — lévén ös-szikes — olyan ökoszisztémával rendelkezik, amely kevés helyen vizsgálható. A védettség által biztosított nyugalom már most érezteti hatását és lehetővé teszi olyan folyamatok tanulmányozását — köztük a madárvilág megnyilvánulásait —, amelyek hozzásegítenek bennünket a sziki ökoszisztémák jobb megértéséhez.

A szerző címe:
Dr. Legány András
Tiszavasvári
Kossuth u. 56/a
4440

Irodalom

- Balogh J. (1953): A zoocönologia alapjai. Akadémiai Kiadó, Budapest
Balogh, J. (1958): Lebensgemeinschaften der Landtiere. Budapest – Berlin
Farkas T. (1954): Madárfaunisztikai és cönológiai vizsgálatok a solymári tónál. Aquila. 55 – 58. 133 – 159. p.
Farkas – Horváth – Keve – Pátkay – Szijj – Vertse (1958): Magyarország állatvilága. Aves. Akadémiai Kiadó, Budapest
Legány A. (1963): A nyugat-szabolcsi Tiszavidék avifaunája, tekintettel az emberi kultúra hatására. Doktori értekezés. Kézirat
Legány, A. (1967): Ornithologische Beobachtungen auf dem Fehér-Szik von Tiszavasvári. Opusc. Zool. Budapest. VI. 283 – 288. p.
Legány A. (1968): Erdőtelepítések madártani jelentősége. Állattani Közl. 55. 65 – 73. p.
Legány, A. (1971): Data to the ornithological conditions of the inundation area Tisza-füred – Kisköre. Tiscia. Szeged. 6. 41 – 55. p.
Legány A. (1973): Adatok a felső-tiszai erdők madárvilágához. Állattani Közlemények. 60. 79 – 93. p.
Legány A. (1975): A fészkelő madárközösségek szerepe a Felső-Tisza árterének biotópjai-ban. Kandidátusi értekezés. Kézirat
Legány A. – Vértes I.-né (1977): Egy modellként választott erdő madáregyüttesének kutatási eredményei. Állattani Közlemények. 64. p.
Makatsch, W. (1975): Die Eier der Vögel Europas. I. Neuman Verlag
Pécsi M. (1969): Tiszai Alföld. Akadémiai Kiadó, Budapest
Peterson – Mounfort – Hollom (1969): Európa madarai. Gondolat Kiadó, Budapest
Stefanovits P. – Szűcs L. (1961): Magyarország genetikai talajtérképe. OMMI Kiadványok Budapest
Szabolcs I. (1966): Genetikai üzemi talajtérképezés módszerkönyve. OMMI kiadványok, Budapest

DIE ROLLE DER ZIERBÄUME IM VOGELLEBEN VON BUDAPEST

Dr. András Keve

Die Erscheinung der Vögel in den Städten, im unseren Falle in Budapest, wird durch reichlicheren Nahrungsangebot begünstigt, was meisst nur periodisch ist, so kann es keine Urbanisation bedeuten. Dies, ist der Fall der beerenfressende Vögel, richtiger gesagt der Diasporen fressenden (TURČEK, 1961). TURČEK machte eine vorläufige Rechnung der Wahrscheinlichkeit der Annahme von Beeren der eingeführten Gehölze, welche der Feldbeobachtungen nicht entsprochen haben. Nach TURČEK nehmen die Vögel die Diasporen der eingebürgerten Holzarten in 53% nicht an, und zwischen den bevorzugten Diasporen gibt keine eingeführte Holzart, Sehr wenige Vogelarten fressen vielerlei Diasporen. Zwischen den palaearktischen Vögel nimmt der Kernbeisser (*Coccothraustes coccothraustes*) die meisstten Kerner oder Früchte, 112 Arten an. Die meisst besuchte Beere ist *Sorbus aucuparia*, welche Beere von 22% Ölgehalt ist, dabei reich an Zucker, organische Säuren, Gerbstoff, Pektin und besonders an viel Vitamine C und B₁. Auch TURČEK beklagt sich, dass sehr wenig Analysen über Nährstoffgehalt und Kalorienwert der Diasporen unternommen wurde, z. B. *Robinia pseudacacia*-Samen enthalten 3792 Kleinkalorienwert, ist reich an Eiweiss-Stoffe.

Von den allgemeinen europäischen Verhältnisse unterscheidet sich Budapest, wo man erst in der jüngsten Zeit Eberesche (*Sorbus*) an den Strassen und in den Parken angepflanzt hat, und die städtische Gärtnerei die Beeren einsammeln lässt, also sie kommen für Vögel kaum in Betracht.

Was Budapest — und auch die meiste ungarische Städte — in dieser Beziehung von anderen europäische Städte unterscheidet, ist die Anpflanzung von der schon erwehnte Robinien. Die Samen der Robinie werden nach TURČEK (1961) von 11 Vogelarten gefressen, darunter kommen Seidenschwänze, Krenbeisser, Buch- und Bergfink als in den Städten vorkommende Arten in Betracht, weniger Fasen und Ringeltaube, die es bevorzugen. Ringeltaube erscheint in Budapest selbst am Zuge selten und es gibt keine Beobachtung, dass sie in der Stadt Robinien-Samen gefressen hätte.

Es gibt aber zwei Baumarten, die in den ungarischen Städte sehr bevorzugt sind und die man aus Ostasien eingeführt hat, *Celtis* und *Sophora*, die in anderen Teile Europas weniger benützt werden.

Im Allgemeinen sind nur die Vorstädte, der Rand der Städte für samenfressende Vögel günstig, weil sie in der eigentlichen Stadt kein Unkraut finden, z. B. der Stieglitz (*Carduelis carduelis*) erscheint in manchen Fälle in Budapest, wo er an den Kugeln der Platane zu arbeiten pflegt, öffnet sie wegen der Samen. Die Platane finden wir an vielen Strassen von Budapest, an welchen die Haussperlinge (*Passer domesticus*) zu übernachten pflegen.

Sie sammeln sich auch beim Hochbetrieb an den Hauptstrassen und Parke zu Tausende und machen den Fussgänger und parkierende Autos viel Ärger mit ihren Schmutz. Jedes Abwehr erwies sich erfolglos, so empfahl schon CSÖRGEY (1932) keine Platane mehr in der Stadt anzupflanzen, lieber Ulmen — zu dieser Zeit tritt die Epidemie der Ulme noch nicht auf. Die Schwärme der Spatzen halten sich bei Tage besonders bei den Schlachtbänke und Schweinezucht auf, und zur Dämmerung kommen sie in die Stadt. Nur seit dem Winter 1976/77 ist die Verschiebung an den Schlafplätze aufgetreten, wofür wir keine Erklärung finden.

Auch Ahorn (*Acer*) ist von einige Finkenarten beliebt, wie z.B. von Gimpel (*Pyrrhula pyrrhula*). Doch der Gimpel dringt selten in die eigentliche Stadt hinein und auch Ahorn findet er in den Vorstädte, wie ich an einem kalten Wintertag (21. 1. 1977.) in einem Friedhof am nordwestlichen Rand von Budapest einen Flug von 10—15 Buchfinken (*Fringilla coelebs*) sich zu füttern beobachtete.

Ailantus gibt es mehr zwischen den Häuser in Gehöfte in Budapest, doch seine Samen werden weniger von Vögel besucht — TURČEK erwähnt nur Seidenschwanz und Grünling —, aber die trockene Büschel seiner Diasporen bieten im Winter ein gutes Versteckplatz für die Türkentauben (*Streptopelia decaocto*), was die Taube gerne aufnützt.

Damit kehren wir zu den erwähnten beerentragende Bäume zurück, die von vielen Vogelarten sehr besucht sind, besonders Celtis. Ihre kleine braune, süssliche Früchte kennen auch die Kinder wohl und sollte die Hauptnahrung für Seidenschwänze bieten, wenn es noch welche gibt bis der Seidenschwanz erscheint. Nur im vogelarmen Winter 1977/78 trockneten sie an den Bäumen aus. Sonst aber frequentieren es sehr viele Vögel. TURČEK erwehrt 16 Vogelarten. Es ist oft sonderbar, als an den dünnen Zweigen statliche Vögel, wie Saatkrähe (*Corvus frugilegus*) oder Haustaube (*Columba domestica*) herum turnen die süssen Beerchen zu erreichen, was ich selbst an Strassen von grossen Betrieb beim Westbahnhof sah, und öfters in grösseren Parke. Die Celtis-Beeren werden besonders von der Amsel (*Turdus merula*) überall in Budapest gefresse, stehe der Baum im Park oder an der Strasse unabhängig vom Verkehr. Da die Amsel in Budapest ein sehr häufiger Vogel ist, genügt die einzige Art die Beeren bis Mitte Winters zu verschwinden zu lassen. Ich sah (12. 1. 1948.) die Nebelkrähe (*Corvus cornix*) Celtis-Beeren zu pflücken. Wenn die Wacholderdrossel (*Turdus pilaris*) im Winter in grösseren Flüge ankommt, überfallen sie die Celtis-Bäume grösserer Parken, aber jenach Zahl dringen sie auch in die Stadtmitte hinein, so am 2. und 3. 1. 1971. ein Flug von 8—10 Wacholderdrossel an den Celtis-Bäumen beim Westbahnhof und der rege Autoverkehr an der Strasse, der Lärm des beiliegenden Eisenbahnstrecke störte sie am wenigstens.

Der Haussperling (*Passer domesticus*), die Türkentaube (*Streptopelia decaocto*) fressen auch oft in der Stadt Celtis-Beeren, sogar der Kernbeisser (*Coccothraustes coccothraustes*) kommt wegen diese Beeren in die Stadtmitte, z.B. National Museum usw., der auch die grosse harte Kerner der Beeren aufknäckt.

Natürlich wenn nach solche häufige Vogelarten etwas überbleibt oder die Seidenschwänze zur rechter Zeit ankommen, überfallen sie in grossen Flügen diese Bäume. Die Nahrung des Seidenschwanzes (*Bombycilla garrulus*) in Budapest wurde ausführlichsten von WARGA (1939) besprochen.

Die zweite Baumsorte ist *Sophora*, welche man in der Stadt überall findet. Sie hat keine Beeren, sondern Hülsen, wie Robinie nur weiche. Nach den Frössten bildet sich ein zuckerreicher Saft zwischen den Kerner, also erst nach dieser Zeit kann es als Vogelnahrung dienen. TURČEK erwehnt 8 Vogelarten, die es fressen. Ich sah auch ausser den Seidenschwanz nur den Haussperling (*Passer domesticus*), der es genommen hat (2. 1. 1976.). Der Seidenschwanz (*Bombycilla garrulus*) besucht *Sophora* zu Tausende, und durch seinen schnellen Verdauung konsumiert er ungeheure Quantität. Die Kerner und Schalen werden, schnell entlehrt, nach reichliches Wassertrinken oder Schneefressen erscheint der Seidenschwanz wieder bei den Hülsen und der Stastlärm stört sie nicht. Gelegentlich der Bau der U-Bahn-Station und Untergang von Calvin-Platz (Zentrum) im Januar 1976 trotz des Dröhnen der Erdmaschinen, beim überhäuftem Autoverkehr sassen sie ruhig einige Meter über den Verkehr an Dräten, da nebenan *Sophora*- und *Celtis*-Bäume standen. Auch beim Westbahnhof waren Flüge zu selber Zeit an *Sophora* zu beobachten. Man kann also sagen, dass die Hülsen der *Sophora* in Ungarn gegenüber anderer Teile Europas die Hauptnahrung der Seidenschwänze bilden, und dies begründet, warum der Seidenschwanz in Ungarn mehr die Städte — mit Ausnahme einiger Winter — als die Wälder oder Gebüschwerke im Winter besucht. Hier frequentiert er die Büschel von *Loranthus* und *Viscum*.

Schon *Elaeagnus* wird weniger in der Stadt, mehr an Stadtränder oder in Parke angepflanzt. TURČEK nennt 16 Vogelarten, die seine Beeren fressen. In Budapest sah ich gegenüber des Südbahnhofes *Elaeagnus* von der Amsel (*Turdus merula*) zahlreich zu besuchen (z.B. 13. XI. 1965; 13. XI. 1977). Ebenso in der Gärten der Villenviertel beim ehemaligen Ornithologischen Institut (Garas-Str.), (z.B. 30. XI. 1954., 15. XII. 1958.). Auch der Kernbeisser (*Coccothraustes coccothraustes*) frass hier *Elaeagnus*-Beeren.

Es ist kein Zierbaum, sondern eine Kriechpflanze *Ampelopsis* welche man so in der Stadt findet, besonders die Wände der Villen lässt man mit sie einlaufen, hat aber auch Beeren, sogar massenhaft, die die Überwinterung mehrerer Vögel in Budapest, besonders der Amsel (*Turdus merula*) erleichtert. In anderen ung. Städte sah ich auch so den Star (*Sturnus vulgaris*). Auch der Haussperling (*Passer domesticus*) meidet die Beren nicht.

Die Nahrung ist aber nur ein Factor, welcher die Vögel in die Stadt lockt, im geschilderten Fälle handelte sich meisst über Wintergäste, die für die Brutzeit nicht da bleiben, ausgenommem Amsel, Haussperling, Türkentaube, usw., also man darf nicht über Urbanisation sprechen, denn der wichtigste Factor die Fortpflanzung bleibt aus. Mann kann es aber auch nicht ausser Acht lassen, denn die Nahrung ebenfalls wichtig ist, ähnlich der Fall der Möwen, die von Brücken usw. gefüttert werden. Die Haustaube könnte sich auch darum in solcher Massen vermehren, weil man sie überall füttert. — In Budapest ist die Fütterung an Hauptstrassen und Hauptplätze schon verboten. — Auch nimmt die Kohlmeise in den Gärten durch ständige und immer zunehmender Fütterung, wie durch künstliche Nistkästen in solcher Zahl zu, aber dies bezieht sich auf die eigentliche Stadt nicht, obwohl die Kohlmeise als Brutvogel im Zentrum von Budapest auch erschienen ist.

Zu der Urbanisation gehört, dass die Vögel auch in ihrer Nahrung zum ausgesprochenen menschlichen, städtischen Futter sich anpassen. Sind die

erwähnte Beeren als solches zu betrachten, darüber können wir diskutieren. TURČEK leugnet, dass eingebürgerte Baumarten bedeutende Rolle spielen können, und gibt mehrere Bedingungen (Form, Farbe, chemische Eigenschaften, Geruch usw.) an, unter welche die Vögel diese Diasporen annehmen. Es stimmt auch in allgemeiner europäischer Beziehung, scheinbar bilden die ungarische Städte eine Ausnahme, da hier die eingeführte Baumarten die bedeutendste Rolle spielen. Die Problem heisst, sollen wir diese Diasporen für ähnliches Vogelfutter halten, wie die Brotstücke oder aus den Mistladen geholte Abfälle? All dieser Futterangebot erleichtert, dass Vogelarten an ihren Zuginstinkt abnehmen. Diese Pflanzen wären natürlicher Weise nie nach Europa gekommen — andere Frage ob sie wie *Celtis* in geologischen Zeiten einmahl schon vorgekommen sind —, so könnten wir mit Ja antworten, wieder wenn wir sie als am Baum stehende Beeren bloss betrachten, dann wäre die Antwort, Nein. Dies soll später entschieden werden.

Faunistisch gehören die Wintergäste sicher zur Vogelwelt einer Stadt, wie von Budapest der Seidenschwanz oder die Wacholderdrossel, die aber in Budapest nie brütete.

Aus ökologischer Hinsicht ist die Frage verwickelter, denn z.B. Seidenschwanz kommt nur wegen Futteraufnahme in die Stadt. Sie übernachten ausser der Stadt, und nur in Parke suchen sie Pfützen zu trincken, sonst trinken sie meisst ausser der Stadt. In einigen Fälle konnte ich es beobachten, dass die Seidenschwänze von der *Celtis*- oder *Sophora*-Bäumen im Stadtzentrum auf die Dächer der hohen Häuser hinaufgeflogen sind und dort Schnee fressen. Also selbst Nahrungs-, Wasser-Bedürfniss ist nicht einheitlich städtisch. Wie gesagt haben die Diasporen der eingebürgerte Holzarten eine wichtige ökologische Rolle, doch man kann sie vielseitig beurteilen, welchen Einfluss sie in der Urbanisation spielen.

Anschrift des Verfassers:
Dr. A. Keve
Budapest
Veress Pálné u. 9
H—1055

Literatur

- Csörgey T.* (1932): A verébkérdés. Term. Tud. Közl., 64, 230—235. p.
Greschik, J. (1944): Seidenschwänze im Winter 1941/42. Kócsag. XII—XVI. 1939—43. 84. & 91. p.
Keve (Kleiner), A. (1931): Die „rural depopulation“ in der Vogelwelt. Arch. Zool. Ital. XVI. Atti XI. Congr. Int. Zool., Padova, 1930. 663—679. p.
Keve, A. (1949): Zehnjährige Erfahrung über Seidenschwanz... Larus. III. 55—62. p.
Keve, A. (1952): Zwei Jahre Seidenschwanz-Invasionen. Larus, IV—V. 74—83. p.
Keve, A. (1976): Gedanken zur Urbanisationsfrage der Vögel. Állatt. Közl. LXIII. 83—94. p.
Turček, F. J. (1961): Ökologische Beziehungen der Vögel und Gehölze. Bratislava. 330 pp.
Warga, K. (1939): Die *Bombycilla g. garrulus*-Invasion in den Jahren 1931/32 und 1932/33... Aquila. XLII—XLV. 1935—38. 410—528. p.
Warga, K. (1939): Die 1937/38-er *Bombycilla garrulus*-Invasion in Ungarn. Aquila. XLII—XLV. 1935—38. 529—542. p.

A díszfák szerepe Budapest madáréletében

Dr. Keve András

A városba húzódó madarak táplálkozási problémáit tárgyalva a dolgozat rámutat arra a sajátosságra, hogy a magyar városokban számos olyan fafajt telepítettek, amelyek alig fordulnak elő másutt Európában városi környezetben. Ez az adottság a városi fák termését fogyasztó madarak mennyiségében és összetételében is sajátos módon megmutkozik.

CONTRIBUTIONS TO THE QUANTITY CONDITIONS AND HATCHING BIOLOGY OF RED-FOOTED FALCONS HATCHING IN THE HORTOBÁGY 1973

László Haraszthy

When studying the range map of the red-footed falcon, apart from the Soviet Union Hungary is found to be its most important range in Europe. In reality, however, west of the Danube line it is hatching on much fewer sites than in the Danube-Tisza Midregion latter abounding in woody steppe areas being much more suitable for the falcon, as well as on the area east of the river Tisza. It is the Hortobágy where falcons were hatching in the largest numbers both in the past and at present. In spite of the above this species has been studied but little and its present-day settling conditions are hardly known in Hungary. This prompted the author to survey at least the population in the Hortobágy within the bounds of possibility.

Investigations were conducted by the author in June and July 1973. He wishes to seize the opportunity to thank Mr. L. V. SZABÓ and Mr. Á. SZALONTAI for their co-operation.

Banding was carried out in common with I. PIRICSI — author is especially grateful for the aid rendered.

The red-footed falcon is hatching in the Hortobágy almost exclusively in the nest of the rook. A few pairs hatching outside the colonies occupy magpie nests.

Table 16.

16. táblázat

Distribution of eggs/nests in the Borzas-forest

A tojások fészkenkénti megoszlása a Borzas-erdőben

Eggs number/nest Tojások száma/fészek	1	2	3	4	5
Nests number Fészek száma	—	2	6	19	1
Errage, 3.56 eggs/nest Átlag, 3.56 tojás/fészek					

Table 17.
17. táblázat

Quantitative distribution of nestings, by nests at the different colonies
A fiókák fészekenkénti megoszlása, mennyiségi eloszlása a különböző telepeken

Place of colony A telep helye	Number of nests A fészkek száma	Number of nestling Fiókaszám				Errage, nestlings/nest Átlag, fiókák/fészkek
		1	2	3	4	
Borzas-forest						
Borzas-erdő	46	in 3 nests 3 fészekben	in 11 nests 11 fészekben	in 22 nests 22 fészekben	in 10 nests 10 fészekben	2,85
Ohati-forest	28	—	in 9 nests 9 fészekben	in 13 nests 13 fészekben	in 6 nests 6 fészekben	2,9
Ohati-erdő			in 4 nests 4 fészekben	in 14 nests 14 fészekben	in 5 nests 5 fészekben	2,9
Meggyes-forest	25	in 2 nests 2 fészekben	in 2 nests 2 fészekben	in 1 nests 1 fészekben	in 5 nests 5 fészekben	3,4
Meggyes-erdő						
Malomházi-forest	8	—	2 fészekben			
Malomházi-erdő						

The distribution by tree species of the colonies discussed in the present report is as follows (narrowed down to the site of the nest colony):

Oak-forest (Quercus robur): Borzas, Meggyes, Malomházi, Vajdalahosi, Oháti

Oak—black locust mixed forest: Hagymási forest.

Black locust: Nyírólaposi-forest.

Age of the forests ranges between extreme values, e.g. oaks of 4 to 5 m height in the Borzas-forest — as opposed to the 16 to 18 m stand in the Oháti-forest or compared to trees centuries old to be found here as well.

The colonies to be found in the Borzas-, Meggyes- and Oháti-forests were visited by the author on the 9th, 10th, 11th June 1973 when he marked the inhabited nests. In the Borzas-forest he examined 27 nests for the number of eggs per nest (Table 16.).

In the period from the 7th to 11th July 1973 birds were banded in the colonies found in the mentioned as well as in the Malomházi- and Hagymás-forests. Meanwhile there was occasion for recording the data as follows.

The number of young by nest in each colony as well as the average, are presented on Table 17. It is worth mentioning, that in the Borzas-forest, on the average of 27 nests, the number of eggs was 3.64, at the same place, on the average of 46 nests nestlings by nest averaged 2.85. Of the 107 nests examined an addled egg, beside two young, was found only in one of them.

Age distribution of the young ranged between rather extreme values from the samellest downy to the flying bird inclusive. There being no possibility to exactly determine the age of young on the ground, the categories downy, pin-feathered (on the wing and quill-feathers) and feathered (tiny downs on the body or not even those) were set up by the author. Accordingly, age distribution is shown on Table 18.

Data on four nestlings seem worth mentioning, these are considered as being late since in these nests eggs were found whereas in the rest young birds were seen everywhere:

Table 18.

18. táblázat

Age distribution at the different colonies at the 7–10 July (by nests)

Kormegoszlás a különböző telepeken 1973. VII. 7–10. (fészenként)

Colony Telep	Downy nestling Pelyhes fióka	Pin feathered nestling Tokos fióka	Feathered nestling Tollas fióka
Borzas-forest	in 12 nests	in 25 nests	in 3 nests
Borzas-erdő	12 fészekben	25 fészekben	3 fészekben
Ohati-forest	in 10 nests	in 5 nests	in 11 nests
Ohati-erdő	10 fészekben	5 fészekben	11 fészekben
Meggyes-forest	in 4 nests	in 12 nests	in 7 nests
Meggyes-erdő	4 fészekben	12 fészekben	7 fészekben
Malomházi-forest	in 1 nests	in 2 nests	in 5 nests
Malomházi-erdő	1 fészekben	2 fészekben	5 fészekben

8th July 1973 at Borzas, a falcon is sitting on four eggs,

9th July 1973 at Meggyes, in two nests falcons are sitting on four eggs each, in one, on three eggs.

Two nestings are considered by the author as especially interesting:

1. Borzas-forest, 7th July, ob a tree at 1 metre vertical distance two inhabited nests with three feathered and pin-feathered nestlings, resp. were detected;

2. 8th July 1973 Borzas-forest: by 1 metre below a nest inhabited by young, a long-eared owl (*Asio otus*) was sitting on four eggs.

Finally, the red-footed falcon population of the Hortobágy in the year examined is presented on Table 19. The pairs hatching in singles or in loose colonies of three to four pairs to be found on the whole area of the Hortobágy often even on Russian olive (*Elaeagnus angustifolia*) shrubs in magpie nests are grouped into the column "Other" included in the Table. Unfortunately, no data could be acquired from the Black-Forest, mentioning it seemed necessary all the same, with the remark that the number of pairs hatching on the area may be only higher than 300 as figuring on the Table.

Although in 1974 the author had no opportunity for such thorough investigations he could state all the same that red-footed falcons were hatching in

Table 19.

19. táblázat

Hatching red-footed falcon of

Hortobágy in 1973

A Hortobágy kékvércsedállománya 1973-ban

Hatching places Fészkelőhely	Number of pairs A párok száma
Borzas-forest	60 – 70
Borzas-erdő	
Ohati-erdő	40
Meggyes-erdő	50*
Vajdalahosi-erdő	25
Hagymás-erdő	50
Nyírlaposi-erdő	10
Fekete-erdő	?
Other	
Egyéb	25
Altogether Összesen	300 – 320

* According to FINTHA (1975) in 1969 16, in 1970 27, in 1971 35, in 1972 40 pairs were found.

* FINTA szerint (1975) 1969-ben 16, 1970-ben 27, 1971-ben 35, 1972-ben 40 pár költött.

notably lower numbers both in the Borzas- and Ohati-forests compared to 1973 presumably due to the ever increasing number of rook colonies even if under normal conditions coexistence of the two species does not involve any damage on the red-footed falcon. In 1974, cracked eggs were found on the Hortobágy and elsewhere (e.g. Tiszavasvári, Legány in lit.) that definitely derived from rooks. This finding is far from being recent why the number of not yet hatched eggs cracked by rooks was found by SCHENK (1934) to be 500 to 600 on the 18th June 1934. This year he gives account of an about equal number of pairs hatching in the Ohati-forest. The very high nesting number here seems to be due to that the present forests did not exist as yet at that time, thus the population was concentrated. By 1963, only 60 pairs were hatching at the same place (Sóvágyó, 1966). Of the banded birds four got back, their data are to be found in Aquila (SCHMIDT, 1977, 1979).

Author's address:

L. Haraszthy
Ornith. Institut
Budapest, Mátyás kir. 11/b
H—1121

Literature

- Fintha I. (1975):* Madárcönológiai vizsgálatok a Hortobágyon. (Avicenological examinations in the Hortobágy region.) Hajdúsági Múz. Évk. II. 5—19. p.
- Schmidt, E. (1977):* Bird-Banding of the Hungarian Ornithological Institute in the year 1974. 26th Report on Bird-Banding. Aquila. 83. 107. p.
- Schmidt, E. (1979):* Bird-Banding of the Hungarian Ornithological Institute. 29th Report on Bird-Banding. Aquila. 85. 138. p.
- Schenk J. (1934):* Tömeges kékvércsetojás-pusztulás. (Mass mortality of red-footed falcon eggs.) Aquila. 38—41. 396. p.
- Sóvágyó M. (1966):* Hortobágyi levelek, 1963—64. (Letters from the Hortobágy.) Aquila. 71—72. 181. p.

Adatok a Hortobágyon 1973-ban költő kékvéresék mennyiségi viszonyaihoz és költésbiológiájához

Haraszthy László

A kékvérce elterjedési térképét tanulmányozva világosan kitűnik, hogy Európában a Szovjetunió kivül Magyarország a legjelentősebb elterjedési területe. Valójában azonban a Duna vonalától nyugatra sokkal kevesebb helyen költ, mint a számára sokkal alkalmasabb erdős sztyepp területekben bővelkedő Duna—Tisza közén és a Tiszántúlon. Legnagyobb számban a múltban és a jelenben is a Hortobágyon költött. Mindezek ellenére viszonylag keveset foglalkoztak ezzel a fajjal, és jelenkori települési viszonyai alig ismeretek Magyarországon. Ez a tény ösztönzött arra, hogy lehetőségeimhez mérten legalább a Hortobágy állományát felmérjem.

1973-ban júniusban és júliusban végeztem vizsgálataimat, amelyekhez nyújtott segítségért SZABÓ LÁSZLÓ VILMOSNAK és SZALONTAI ÁRPÁDNAK mondok köszönetet. A gyűrűzést PIRICSI ISTVÁNNAL együtt végeztem, akinek e téren nyújtott nagy segítségért különösen hálás vagyok.

A kékvérce a Hortobágyon vetésivarjú-fészkekben költ, szinte kizárólagosan. Egyes telepeken kívül költő párok szarkafészkeket foglalnak el.

A jelen dolgozatban tárgyalt telepek fafajonkénti megoszlása a következő (a fészkek telep helyére leszűkítve):

Tölgyes (Quercus robur): Borzas, Meggyes, Malomházi, Vajdalaposi, Ohati.

Tölgy—akác elegyes: Hagymási-erdő.

Akác: Nyírólaposi-erdő.

Az erdők kora a legszélsőségesebb értékek között mozog; pl. a Borzas-erdő 4—5 méter magas tölgyei az Ohati-erdő 16—18 métereseivel szemben, vagy az ugyanitt található évszázados fákhoz viszonyítva.

1973. június 9—10—11-én felkerestem a Borzas- Meggyes- és az Ohati-erdőkben levő telepeket, és megjelöltem a lakott fészkeket. A Borzas-erdőben 27 fészekben megvizsgáltam a fészkenkénti tojások számát (16. táblázat).

1973. július 7—11-ig terjedő időszakban az előbbi, valamint a Malomházi- és a Hagymási-erdőben levő telepek gyűrűzését végeztük, és közben nyílt lehetőség a következőkben közreadott adatok rögzítésére.

A 17. táblázatban mutatom be telepenként a fészekaljankénti fiókaszámot, valamint az átlagot. Külön említést érdemel, hogy a Borzas-erdőben 27 fészek átlagában 3,64 a tojások száma, ugyanitt 46 fészek átlagában a fiókaátlag 2,85. A megvizsgált 107 fészek közül mindössze egyben találtunk két fióka mellett egy záptojást.

A fiókák kormegoszlása meglehetősen szélsőséges értékek között mozgott a legkisebb pelyhestől a repülősig bezárólag. Mivel terepen nincs lehetőség a fiókák korának pontos meghatározására, ezért pelyhes, tokos (szárny- és faroktollakon) és tollas (elenyésző pihetoll a testen vagy az sem) kategóriákat állítottam fel. Ezek szerint a kormegoszlást a 18. táblázat mutatja.

Említésre méltónak tartok négy fészkelési adatot, amelyeket későinek tartok, mivel míg ezekben tojások voltak, addig a többi fészekben mindenütt fiatalok:

1973. VII. 8. Borzas, 4 tojásan kotlik, 1973. VII. 9. Meggyes két fészekben négy-négy, egyben három tojásan kotlik.

Különösen érdekesnek tartok két fészkelést:

1. Borzas-erdő, VII. 7. egy fán, egymástól 1 méter függőleges távolságban 2 lakott fészket, 3—3 tollas, illetve tokos fiókával;

2. 1973. VII. 8. Borzas-erdő: egyfiókás fészkek alatt 1 méterre erdei fülesbagoly (*Asio otus*) kotlott négy tojásan.

Végezetül, a vizsgált évben a Hortobágy kékvércseállományát a 19. táblázatban adom meg. A táblázatban szereplő rovatba sorolom mindazokat az egyesével vagy laza telepben 3—4 párban költő párokat, amelyek a Hortobágy egész területén megtalálhatók, sokszor még a keskenylevelű ezüstfa (*Elaeagnus angustifolia*) bokrain is a szarkafészekben. Sajnos a Fekete-erdőből adatokat nem tudtam szerezni, itt azonban szükségesnek tartom megemlíteni — jelezvén ezzel is —, hogy a táblázatban szereplő 300 párnál csak több költhet a területen.

Bár 1974-ben nem volt lehetőségem ilyen részletes vizsgálatokra, azt meg tudtam állapítani, hogy mind a Borzas-, mind az Ohati-erdőben az 1973. évinél lényegesen kisebb számban költöttek kékvércsek, aminek egyik okát a vetésivarjú-telepek egyre növekvő létszámában látom, még akkor is, ha normális körülmények között a két faj egymás mellett éléséből a kékvércsének nem származik kára. 1974-ben mind a Hortobágyon, mind másutt (pl. Tiszavasvári, Legány in lit.) találtunk feltört tojásokat, amelyek bizonyosan vetési varjútól származtak. Ez a megfigyelés nem újkeletű, hiszen SCHENK (1934) 1934. június 18-án 500—600-ban határozta meg a vetési varjú által feltört még nem kotlott tojások számát. Ez évben kb. ugyanennyi pár költéséről számol be az Ohati-erdőből. Az itteni nagyon nagy fészkelőszám azzal magyarázható, hogy ebben az időben a jelenlegi erdők még nem léteztek, így az állomány koncentráltódott. Ugyanitt 1963-ban már csak 60 pár költött (Sóvácsó, 1966). A meggyűrűzött egyedekből 4 visszakerült, adataik az Aquilában találhatók (SCHMIDT, 1977, 1979).

VERGLEICHENDE UNTERSUCHUNGEN DER FUSSOHLENMASSE DER TEICHROHRSÄNGER (*ACROCEPHALUS* *SCIRPACEUS*) UND DER SUMPFRHRSÄNGER (*ACROCEPHALUS* *PALUSTRIS*)

Zoltán Györgypál—László Haraszty

Wie bekannt, kommen unter den Vögeln sogenannte Zwillingsarten, deren genaue Unterscheidung oft sehr schwer, oder manchmal sogar unmöglich ist. Als Beispiele seien hier *Certhia familiaris* und *C. brachydactyla*, *Locustella luscinioides* und *L. fluviatilis* sowie *Acrocephalus scirpaceus* und *A. palustris* erwähnt. Letztere beide Arten sind in ihrer Färbung, Flügelform, Flügel-länge usw. einander täusehend ähnlich. Obzwar die Einkerbung auf der Innenfahne der zweiten Handschwinge in allgemeinen ein zuverlässiges Merkmal ist, kann man bei schäbigen oder bei den sich in der Mauser befindlichen Vögel eine genaue Bestimmung nicht durchführen. Die Färbungsunterscheide geben bei diesen Arten keine gute Trennungsmöglichkeiten, da die diesjährigen und auch die in sehr schäbigen Gefieder befindlichen Altvögel in dieser Hinsicht so extreme Werte aufzeigen können, dass dadurch eine genaue Bestimmung unmöglich wird.

LEISLER (1972) hatte neuerdings aufgrund der Fussohlenmasse beider Arten eine neue Methode veröffentlicht. Die von ihm untersuchen ziemlich wenigen Altvögel stammen aus der Neusiedlersee-Gegend (47,58 N—16,51 E) und aus der Marchauen (48,17 N—16,55 E), also aus der Nähe von Ungarn. LEISLER hatte aufgrund der von ihm untersuchten Exemplare auch für eine genaue Bestimmung der beiden erwähnten Arten brauchbare Unterschiede gefunden. Da aber im Falle der Untersuchungen von kleineren Serien die Extremwerte oft ausbleiben können, haben wir entschlossen, Kontrollmessungen mit grösseren Serien durchzuführen. Das wurde dadurch noch begründeter, da SVENSON (1975) die Methode von Leisler nur in Fussnoten erwähnt, und OSIEK (1974) feststellte, dass man bei anderen Populationen von Obigen abweichende Ergebnisse gefunden hatte.

Methodik

Da sich im Laufe der ungarischen Bergungsarbeiten diese Methode immer mehr verbreitete, hatten wir zwischen den Jahren 1975—1979 342 Exemplare untersucht, die meisten von diesen wurden bei Fülöpháza, in der Vogelwarte der Ungarischen Ornithologischen Gesellschaft, je ein kleinerer Teil bei Budakeszi bzw. bei Sopron gefangen.

Unsere Angaben haben wir hauptsächlich nach dem 15. Juli gesammelt und so ist es unsicher geworden, ob alle gefangenen Vögel aus der ungarischen Population stammen, da in dieser Zeit schon die ersten ziehenden Exemplare aus nördlicheren Gebieten in Ungarn auftauchen.

Wir haben von den 8 von LEISLER angegebenen Massen 6 untersucht:

a — mittlere und hintere Zehen ohne Krallen,

b — mittlere und hintere Zehen mit Krallen,

c — kürzere und hintere Zehen ohne Krallen,

d — kürzere und hintere Zehen mit Krallen,

e — Krallen der hinteren Zehe,

f — Krallen der mittleren Zehe.

Von der genauen Beschreibung der Methode wollen wir hier absehen, da diese in der Arbeit von LEISLER (1972) angegeben ist. Wir müssen aber bemerken, dass nach unserer Meinung das von Leisler gebrauchte Millimeterpapier nur eine Genauigkeit bis 0,5 mm möglich macht, so haben wir unsere Untersuchungen nur innerhalb diese Messungsgrenze durchgeführt.

Tabelle 20.

20. táblázat

Fussmorphologische Daten bei adulter Sump und Teichrohrsänger aus Ungarn
Öreg énekes és cserregő nádiposzták lábmorfológiai adatai Magyarországon

	Art Faj	n	Min	Max	Mittelwert Középérték	Mittelwert bei Leisler
<i>a</i>	A. s.	77	21,5	25,0	23,40	23,25
	A. p.	19	20,0	23,5	21,83	21,94
<i>b</i>	A. s.	77	31,0	36,0	34,44	33,96
	A. p.	19	30,0	33,5	31,23	31,40
<i>c</i>	A. s.	77	17,0	20,0	18,73	18,53
	A. p.	19	15,0	18,0	15,81	16,82
<i>d</i>	A. s.	77	26,0	30,0	28,12	27,84
	A. p.	19	23,5	27,0	24,94	25,08
<i>e</i>	A. s.	30	5,0	6,5	5,73	6,36
	A. p.	13	5,0	6,5	5,28	5,50
<i>f</i>	A. s.	30	4,5	6,0	5,24	5,49
	A. p.	13	4,0	5,0	4,56	4,82

Masse in mm — Méretek mm-ben.

a — Fussspanne, *b* — Fussspanne + Krallen, *c* — Innere Fussspanne, *d* — Innere Fussspanne + Krallen,
e — Kralle (hintere), *f* — Kralle (mittlere)

Ergebnisse

Es wurde festgestellt, dass bei grossen Serien die Extremwerte sich viel mehr verschieben, als bei den von LEISLER gemessenen Vögeln (Tabelle 20.). So zeigten z.B. die von ihm mit 17,75 mm (*c*) und mit 21,6 mm (*d*) angegebenen Werte während unserer Arbeit eine Überschreitung auf, und diese Daten hatten selbst die Brauchbarkeit der Methode in Frage gestellt (die Verteilung der einzelnen Werte zeigt Figur 23.). Nach unserer Meinung ist diese Methode doch brauchbar, da die Mittelwerte wesentliche Unterschiede aufzeigen, es ist aber zweckmässig sie mit anderen, auch sich früher als nicht absolut gültig erweisenden Methoden zusammen anzuwenden.

Während unserer Arbeit haben wir auch erstjährige Exemplare untersucht; die einzelnen Angaben sind in Tabelle 21. zu finden. Von diesen ist es ersichtlich, dass diese Messungswerte so grosse Überschreitungen aufzeigen,

Tabelle 21.

21. táblázat

*Fussmorphologische Daten bei diesjährige Sumpf und Teichrohrsänger aus Ungarn
Fiatal énekes és cserregő nádiposzták lábmorfológiai adatai Magyarországon*

	Art Faj	n	Min	Max °	Mittelwert Középérték
<i>a</i>	A. s.	179	21,5	25,0	22,87
	A. p.	67	20,5	24,0	26,38
<i>b</i>	A. s.	179	31,5	36,5	34,41
	A. p.	67	30,0	34,5	31,79
<i>c</i>	A. s.	179	16,5	20,5	18,76
	A. p.	67	16,0	19,5	16,47
<i>d</i>	A. s.	179	25,0	31,0	28,22
	A. p.	67	23,5	23,5	24,58
<i>e</i>	A. s.	76	5,5	7,0	6,11
	A. p.	48	4,5	6,0	5,15
<i>f</i>	A. s.	76	4,5	7,5	5,36
	A. p.	48	4,5	5,5	4,75

Masse in mm — Méretek mm-ben.

a — Fussspanne, *b* — Fussspanne + Krallen, *c* — Innere Fussspanne, *d* — Innere Fussspanne + Krallen,
e — Kralle (hintere), *f* — Kralle (mittlere).

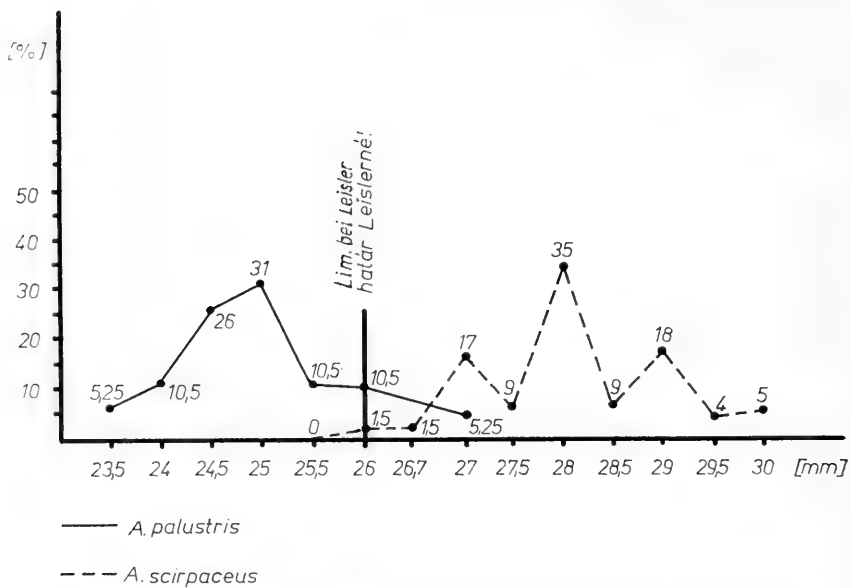


Abbildung 23. Die Häufigkeit (in%) der Grösse der c-Wert in mm
23. ábra. A c-érték gyakorisága mm-ben (%)

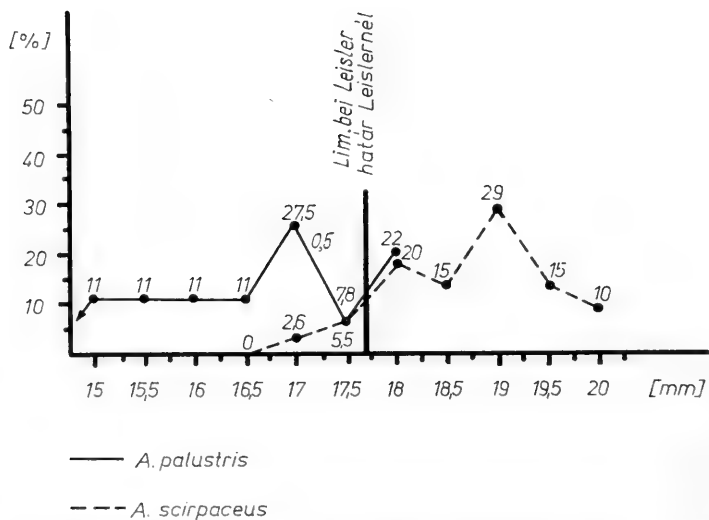


Abbildung 24. Die Häufigkeit (in%) der Grösse der d-Wert in mm
24. ábra. A d-érték gyakorisága mm-ben (%)

dass die Methode für diesjährige Vögel, wie das auch LEISLER feststellte, nicht brauchbar ist.

Wir haben während unserer Arbeit mehrere Hundert Exemplare in den Händen gehabt, von denen wir obige Masse nicht aufgenommen haben, so dass diese in der Tabelle nicht angegeben sind. Nach unseren Beobachtungen geben die Längenverhältnisse der einzelnen Zehen zuverlässige Merkmale. So erreichen die Aussenzehen mit Krallen beim Sumpfrohrsänger nie die Spitze der mittleren Zehen (ohne Krallen) dieselben sind bei dem Teichrohrsänger länger, als die Spitze der mittleren Zehe (ohne Kralle). Da auch manchmal grosse Sumpfrohrsänger vorkommen, zeigten die absoluten Werte der untersuchten Merkmale eine Überschreitung, doch ist die Fusstruktur bzw. das Verhältnis der einzelnen Teile sehr kennzeichnend auf die Art und unabhängig von den Absolutwerten.

Zusammenfassung

1. Die in der Literatur gefundenen Fusssohlenmesswerte zeigen bei ungarischen Sumpf- und Teichrohrsängern keine absoluten Unterschiede.
2. Von den untersuchten Massen zeigen die Mittelwerte der *c*- und *d*-Werte wesentliche Unterschiede.
3. Auch bei Sumpfrohrsängern mit grösserem Fuss sind die artspezifischen Verhältnisse zwischen den einzelnen Messungen zu finden, und so wenn auch die Absolutwerte bei diesen Exemplaren eine Trennung vom Teichrohrsänger nicht brauchbar sind, gibt eine Untersuchung der Verhältnisse der Messungen doch ein zuverlässiges Merkmal.
4. Für diesjährige Vögel stimmt die Methode nach den untersuchten Exemplaren nicht, eine Trennung ist also nicht möglich.

Anschrift der Autoren:

Z. Györgypál

Budapest

Bartók Béla u. 61.

H—1114

L. Haraszthy

Budapest

Keleti K. u. 48. (Ung. Orn. Ges.)

H—1024

Literatur

- Leisler, B. (1972): Altersmerkmale am Fuss adulter Teich- und Sumpfrohrsänger (*A. scirpaceus*, *A. palustris*) und ihre Funktion. J. Orn. 113. Heft 4. 365 – 373. p.
- Svenson, L. (1975): Identification Guide to European Passerines. Stockholm.

Cserregő nádiposzáta (*A. scirpaceus*) és énekes nádiposzáta (*A. palustris*) talpméreteinek összehasonlító vizsgálata

Györgypál Zoltán – Haraszthy László

Közismert, hogy a madarak között előfordulnak úgynevezett ikerfajok, melyek egyértelmű elkülönítése sokszor nagyon nehézkes vagy lehetetlen. Ilyenek pl. a *Certhia familiaris* és *C. brachydactyla*, *Locustella luscinioides*, és *L. fluviatilis*, *Acrocephalus scirpaceus* és *A. palustris*. Ez utóbbi két faj mind színezetében, mind szárnyformájában, szárnyhosszúságában stb. rendkívül hasonlít egymáshoz. Bár a második evező belső zászlóján található bemetszés megbízható bélyeg a kopott vagy vedlő madaraknál, de ennek alap-

ján sem lehet mindig elvégezni a biztos határozást. A színezet alapján történő elkülönítés sem megfelelő e két faj esetében, mert a fiatalok és a nagyon kopott tollú öreg madarak olyan szélső értékeket mutatnak e téren, hogy kizárják a biztos határozás lehetőségét.

LEISLER (1972) egy ily módszert közölt e két faj elkülönítésére, talpméreteik alapján. Az általa vizsgált kisszámú öreg példányok adatai a Fertőről (47,58; 16,51) és Marchaunenből (48,17; 16,55) valók, tehát két igen közeli helyről. Az általa vizsgált egyedek alapján biztos határozáshoz is megfelelő különbségeket talált. Mivel a kisszerűs vizsgálatok esetében fennáll a veszélye annak, hogy a szélső értékek nem szerepelnek a vizsgált sorozatban, szükségesnek tartottuk nagyobb számú egyeden kontrollvizsgálatot végezni. Ezt csak indokoltabbá tette az, hogy SVENSON (1975) könyvében csak lábjegyzetben tesz említést e módszerről, és OSIEK (1974) közlésére hivatkozva megállapítja, hogy más populációknál ettől eltérő eredményeket találtak.

Módszer

Mivel a hazai madárgyűrző gyakorlatban egyre elterjedtebbé vált e módszer alkalmazása, 1975 és 1979 közötti időszakban megvizsgáltunk 342 egyedet, legnagyobb részüket Fülöpházán (46,53; 19,28) a Magyar Madártani Egyesület madárvártáján, kisebb részüket Budakeszin (47,31; 18,56) és Sopronban (47,41; 16,35).

Adataink legnagyobb részét július 15. után gyűjtöttük, így nem bizonyos, hogy a vizsgált egyedek a hazai populáció részét képezik-e; hiszen ebben az időben már jelentkeznek nálunk az északabbról érkezettek is.

Vizsgálataink során a LEISLER által megadott nyolc adatból hatot néztünk a következők szerint:

- a — középső és hátsó ujj körmök nélkül,
- b — középső és hátsó ujj körmökkel,
- c — rövidebb ujj és a hátsó ujj körmök nélkül,
- d — rövidebb és hátsó ujj körmökkel,
- e — hátsó ujj körme,
- f — középső ujj körme.

A módszer pontos leírását e helyen mellőzzük, mivel az LEISLER (1972) munkájában pontosan megtalálható. Meg kell azonban említenünk, hogy az ott leírt milliméterpapír mint mérőeszköz megítélésünk szerint csak 0,5 mm pontosságú mérést tesz lehetővé, így vizsgálatainkat csak ezen a mérethatáron belül végeztük.

Eredmények

Öreg madaraknál kitűnik, hogy a nagyszériás vizsgálat eredményeként a szélső értékek jelentősen eltolódnak LEISLER vizsgálataihoz képest (20. táblázat). Olyannyira, hogy az általa megadott 17,75 mm köröm nélküli és 21,6 mm körömmel való c- és d-értékek adatai fedésben vannak a két fajnál, így a módszer abszolút használhatóságát megegyeztetik (az egyes értékek megoszlását a 23. ábra szemlélteti). Maga a módszer azonban mégis használható, hiszen a középértékek lényeges különbséget mutatnak, célszerű azonban a már korábban bevált, de szintén nem kizárólagos érvényű módszerekkel együtt alkalmazni.

Vizsgálatainkat kiterjesztettük fiatal madarakra is, azok adatait a 21. táblázatban adjuk meg. Ebből kitűnik, hogy az adatok olyan nagy átfedést mutatnak, hogy fiatalokra e módszer nem használható, mint azt LEISLER is kimutatta.

Vizsgálataink során több száz madarat volt alkalmunk megnézni, amelyekről méreteket nem vettünk fel, így azok adatai táblázatunkban nem szerepelnek. Megfigyeléseink szerint az ujjak egymáshoz viszonyított aránya megbízható bélyeg. Nevezetesen énekes nádiposztánál mindkét szélső ujj körmökkel együtt sosem éri el a középső ujj végét (köröm nélküli végét), míg a cserregő nádiposztánál a két szélső ujj körmökkel túlhaladja a középső ujj köröm nélküli végét.

Ez abból adódik, hogy bár a vizsgált bélyegek abszolút értékei átfedést mutatnak — mivel léteznek meglehetősen nagy méretű énekes nádiposzták —, lábszerkezetük, illetve az egyes részek aránya a fajra jellemző és független az abszolút értékektől.

Összefoglalás

1. Az irodalomból ismert talpértékek a cserregő és az énekes nádiposztánál Magyarországon mért egyedeknél nem adnak kielégítő különbséget a két faj megkülönböztetésére.

2. A vizsgált szerkezeti részek közül a c- és a d-értékek középértékei lényeges különbséget mutatnak.

3. A nagyobb lábú énekes nádiposztáknál is mindig megtalálható a fajra jellemző arány az egyes szerkezeti részek között, így ha az abszolút értékek ezeknél az egyedeknél nem is alkalmasak a cserregő nádiposztától való elkülönítésre, az arányok vizsgálata megbízható bélyeg.

4. Fiatal madaraknál a vizsgált példányok alapján nem lehet biztos értéket meghatározni a fajhatározáshoz.

A MADÁRTANI INTÉZET MADÁR-
JELÖLÉSEI — XXXI. GYŰRŰZÉSI
JELENTÉS

BIRD-BANDING OF THE HUNGARIAN
ORNITHOLOGICAL INSTITUTE — 31. REPORT
ON BIRD-BANDING

Egon Schmidt

<i>Ciconia ciconia</i> — Gólya					
V 938	pull.	06.07.77.	Nagyiván (TÖLGYES L.-NÉ)	47.29 N 20.55 E	
	?	? 11.78.	Hulla rally (XA), <i>Izrael</i>	33.08 N 35.37 E	
<i>Fulica atra</i> — Szárcsa					
402 361	pull.	25.06.78.	Jakabszállás (I. KISS)	46.45 N 19.35 E	
	+	23.02.79.	Milas, Mugla, <i>Turkey</i>	37.25 N 27.38 E	
<i>Vanellus vanellus</i> — Bíbic					
303 749	ad.	18.05.76.	Pusztaszer (L. MOLNÁR)	46.34 N 20.05 E	
	+	18.01.77.	Pace di Albisola Sup., <i>Italia</i>	44.19 N 08.30 E	
303 757	pull.	27.05.76.	Pusztaszer (L. MOLNÁR)	46.34 N 20.05 E	
	*	18.12.78.	Menesplet, Dordogne, <i>France</i>	45.01 N 00.07 E	
304 111	juv.	09.05.77.	Leninváros (GY. BALOGH)	47.56 N 21.05 E	
	+	07.01.79.	Barbezieux, Charente, <i>France</i>	45.28 N 00.09 W	
304 911	pull.	26.06.75.	Fülöpszállás (A. BANKOVICS)	46.49 N 19.15 E	
	+	19.03.79.	Vievy le Rayé, <i>France</i>	47.52 N 01.19 E	
305 855	juv.	14.05.74.	Balástya (T. CSÖRGŐ)	46.25 N 19.59 E	
	*	19.11.78.	S. Romain de Popey, <i>France</i>	45.51 N 04.32 E	
668 301	pull.	21.05.78.	Mexikó-pusztá (P. URBANKOVICS)	47.41 N 16.52 E	
	+	29.03.79.	Mandriole, Ravenna, <i>Italia</i>	44.33 N 12.14 E	
<i>Tringa totanus</i> — Piroszlábú cankó					
668 178	?	14.08.78.	Mexikó-pusztá (B. KISS, R. NÉMETH)	47.41 N 16.52 E	
	?	25.11.78.	Kotscherinovo, <i>Bulgaria</i>	42.06 N 23.04 E	

<i>Calidris alpina</i> — Havasi partfutó						
717 134	?	26.09.76.	Fülöpháza (Z. SZENEK)	46.53	N 19.28	E
JA 30 412	v	22.07.78.	Ujście Wisły, Mikoszewo, Poland	54.21	N 18.57	E
<i>Philomachus pugnax</i> — Pajzsos cankó						
206 345	ad. ♀	30.04.76.	Pálmonostora (A. BANKOVICS)	46.37	N 19.26	E
	?	? 06.78.	Diri, Mali	13.55	N 05.12	W
<i>Recurvirostra avosetta</i> — Gulipán						
301 864	juv.	07.06.77.	Kerekegyháza (Z. SZENEK)	46.55	N 19.28	E
	?	22.10.78.	Libohove, Albania	40.04	N 20.14	E
305 985	pull.	24.05.78.	Pusztaszer (L. MOLNÁR)	46.34	N 20.05	E
	+	15.09.78.	Ostiglia, Mantova, Italia	45.04	N 11.08	E
<i>Larus ridibundus</i> — Dankasirály						
303 814	pull.	30.05.76.	Csanytelek, Csaj-See (L. MOLNÁR)	46.36	N 20.07	E
	+	? 11.78.	Pisogne, Brescia, Italia	45.48	N 10.06	E
305 516	pull.	07.06.78.	Szabadszállás (A. NAGY)	46.53	N 19.15	E
	+	01.12.78.	C. Cermelli, Alessandria, Italia	44.51	N 08.34	E
306 610	pull.	04.06.78.	Fülöpszállás (G. GRÖSSING)	46.49	N 19.15	E
	+	02.01.79.	Verona, Italia	45.27	N 11.00	E
306 995	pull.	04.06.78.	Fülöpszállás (A. TABA)	46.49	N 19.15	E
	*	01.11.78.	Králov Brod, CSSR	?		
308 783	pull.	27.05.77.	Fülöpszállás (A. NAGY)	46.49	N 19.15	E
	+	? ? 78.	Lomello, Pavia, Italia	45.07	N 08.47	E
<i>Columba palumbus</i> — Örvös galamb						
402 889	juv.	07.09.78.	Vác (J. DÉNES)	47.47	N 19.08	E
	+	06.11.78.	Simacourbe, France	43.27	N 00.10	W
<i>Streptopelia turtur</i> — Gerle						
301 928	ad.	23.07.77.	Budapest (A. ZSOLDOS)	47.29	N 19.03	E
	+	15.08.77.	Velike Livade, Yugoslavia	45.34	N 20.42	E
<i>Cuculus canorus</i> — Kakukk						
301 007	pull.	30.06.74.	Zagyvaróna (F. VARGA)	47.05	N 16.37	E
	*	23.04.78.	Laconia, Peleponnesos, Greece	cca. 37.00	N 22.00	E

<i>Alcedo atthis</i> — Jégmadár						
728 495	imm.	11.08.78.	Mexikó-pusztá (L. KÁRPÁTI)	47.41	N	16.52 E
	*	? 10.78.	Illmitz, <i>Austria</i>	47.46	N	16.48 E
<i>Merops apiaster</i> — Gyurgyalag						
761 670	ad.	27.05.78.	Aszód (I. FATÉR)	47.38	N	19.29 E
	+	? 09.78.	Dotia, Chios, <i>Greece</i> cca.	38.20	N	26.05 E
<i>Riparia riparia</i> — Partifecske						
637 481	ad.	16.05.76.	Vác (J. DÉNES)	47.47	N	19.08 E
Praha S 96 853	v	30.06.77.	Kamenin, Nové Zámky, <i>CSSR</i>	47.53	N	18.39 E
<i>Parus major</i> — Széncinege						
654 295	♂	04.01.76.	Budapest (S. SZOBONYAI)	47.29	N	19.03 E
	*	21.01.78.	Markovce, Michalovce, <i>CSSR</i>	48.36	N	21.51 E
<i>Remiz pendulinus</i> — Fügőcinege						
775 656	juv.	01.08.78.	Fehértó (T. FÜLÖP)	47.41	N	17.23 E
Praha T	v	13.04.79.	Bohdanec, Pardubice, <i>CSSR</i>	50.06	N	15.40 E
<i>Panurus biarmicus</i> — Barkóscinege						
769 613	ad. ♀	05.02.78.	Csanytelek, Csaj-See (L. ZSÓTÉR)	46.36	N	20.07 E
	v	09.10.78.	Illmitz, <i>Austria</i>	47.46	N	16.48 E
<i>Turdus philomelos</i> — Énekes rigó						
204 248	juv.	07.09.74.	Kisoroszi (G. SZENTENDREY)	47.48	N	19.00 E
	+	20.12.76.	Moriconi, Roma, <i>Italia</i>	42.07	N	12.46 E
670 010	juv.	10.05.77.	Lébénymiklós (T. FÜLÖP)	47.46	N	17.23 E
	+	12.10.77.	Magri-Bedizzone, <i>Italia</i>	45.30	N	10.24 E
671 538	?	19.10.77.	Jánossomorja (S. BALSAY)	47.47	N	17.08 E
	+	? ? 78.	Pisa, <i>Italia</i> cca.	43.43	N	10.23 E
672 621	juv.	01.08.77.	Zirc (P. BÁNYAVÁRI)	47.16	N	17.53 E
	+	20.12.78.	Narni, Terni, <i>Italia</i>	42.31	N	12.31 E
<i>Turdus iliacus</i> — Szőlőrigó						
206 769	?	19.11.77.	Szeged (L. PUSKÁS)	46.15	N	20.09 E
	+	02.03.78.	Iolanda di Savoia, <i>Italia</i>	44.53	N	11.58 E
<i>Turdus merula</i> — Fekete rigó						
209 818	juv.	31.08.75.	Kisoroszi (G. SZENTENDREY)	47.48	N	19.00 E
	+	31.01.79.	Spinnazola, Bari,			

663 210	juv.	24.08.76.	<i>Italia</i>	40.58 N 16.05 E
			Tahi	
665 625	ad. ♂	13.03.78.	(G. SZENTENDREY)	47.45 N 19.05 E
		22.09.78.	Zoro, <i>S. Marino</i>	43.56 N 12.25 E
			Kóspallag (I. HOMOKI NAGY)	47.52 N 18.55 E
669 428	pull.	12.11.78.	Dosso Largo, Brescia,	
			<i>Italia</i>	45.33 N 10.15 E
		15.06.78.	Sándorfalva	
670 617	♂		(B. BENEI)	46.24 N 20.06 E
		04.11.78.	Rocca Massima,	
			Latina, <i>Italia</i>	41.41 N 12.55 E
672 039	juv.	23.10.77.	Környe (L. MAG)	47.33 N 18.19 E
		31.12.78.	Valle Peri, <i>Italia</i>	41.39 N 12.55 E
677 131	♀	24.10.77.	Szódliget	
			(P. BÁNYAVÁRI)	47.44 N 19.10 E
		30.10.78.	Tordo, Tolfá, Roma,	
			<i>Italia</i>	42.08 N 11.58 E
		29.03.78.	Tárnokréti	
			(K. KORMOS)	47.45 N 17.17 E
		24.12.78.	Infern timer, Roma,	
			<i>Italia</i>	41.45 N 12.18 E

Erithacus rubecula — Vörösbegy

739 578	ad.	07.10.78.	Tiszaölök (DR. A. LEGÁNY)	48.02 N 21.23 E
Gdansk KA		13.04.79.	Mierzeja Wislana,	
94 385	v		<i>Poland</i>	54.21 N 19.19 E

Acrocephalus scirpaceus — Cserregő nádiposzáta

747 903	ad. ♀	24.07.77.	Fülöpháza (Orn. Society)	46.53 N 19.28 E
	*	? ? 78.	Plomori, Lesbos,	
			<i>Greece</i>	cca. 39.00 N 26.00 E
755 868	ad.	30.07.78.	Dinnyés (Orn. Society)	47.11 N 18.30 E
	v	12.08.79.	Apatin, <i>Yugoslavia</i>	45.40 N 18.59 E
775 251	ad.	01.05.78.	Sándorfalva	
			(L. TAJTI)	46.24 N 20.06 E
Radolfzell	v	13.08.78.	Illmitz, <i>Austria</i>	47.46 N 16.48 E
BO 83 260				

Sylvia curruca — Kis poszáta

695 663	ad. ♂	10.09.76.	Szolnok (I. LŐRINCZ)	47.12 N 20.10 E
	*	04.06.78.	Uherské Hradiště,	49.04 N 17.28 E
			<i>CSSR</i>	

Sturnus vulgaris — Seregély

666 607	juv.	20.08.76.	Budapest	
			(L. VICSÁPI)	47.29 N 19.03 E
	+	? 10.77.	Boschi, Bologna,	

671 455	pull.	10.06.78.	<i>Italia</i> Pilisborosjenő (I. HARANGI)	44.39 N 11.39 E
673 089	+	04.02.79.	Olméto, Corse, <i>France</i>	47.37 N 19.00 E
	juv.	04.09.78.	Vác (J. DÉNES)	41.43 N 08.55 E
	+	? 12.78.	SidiKacem, cca. 35.00 N 05.00 W	
677 108	ad.	06.06.78.	<i>Marokko</i> Rábcakapi (CS. TAKÁCS)	
				47.43 N 17.16 E
	+	09.11.78.	Lérida, <i>Espagne</i> cca. 41.40 N 01.16 E	
<i>Chloris chloris</i> — Zöldike				
610 030	♂	25.01.76.	Miskolc (Z. BARTA)	48.05 N 20.45 E
	?	15.11.77.	Plovdiv, <i>Bulgaria</i>	42.10 N 24.40 E
713 423	♂	23.10.76.	Budakeszi (GY. DANKA)	
				47.31 N 18.56 E
	*	04.05.79.	Grabowka, <i>Poland</i>	51.10 N 22.01 E
<i>Carduelis spinus</i> — Csíz				
694 904	♂	? 09.77.	Budapest (I. HUFNAGEL)	
				47.29 N 19.03 E
713 705	+	20.10.77.	Frola, Vicenza, <i>Italia</i>	45.48 N 11.36 E
	♂	24.09.77.	Pomáz (M. Lakatos)	47.39 N 19.02 E
	+	? 10.77.	Tone, <i>Italia</i>	46.02 N 10.43 E
724 321	juv.♂	15.10.77.	Pilisszentlászló (A. ZIEGNER)	
				47.44 N 18.59 E
	+	23.10.77.	Splitsko polje, Split, <i>Yugoslavia</i>	43.30 N 16.27 E
<i>Carduelis cannabina</i> — Kenderike				
766 653	♂	12.11.77.	Budapest (I. KLOPCSEK)	
				47.29 N 19.03 E
	*	06.04.79.	Gorlice, Nowy Sacz, <i>Poland</i>	49.40 N 21.10 E

Author's address:
E. Schmidt
Budapest
Mátyás király u. 11/b
Madártani Intézet

KÜLFÖLDI GYŰRŰS MADARAK KÉZRE-
KERÜLÉSEI — XXXII. GYŰRŰZÉSI
JELENTÉS

RECORDS OF BIRDS RINGED ABROAD — 32. REPORT ON
BIRD-BANDING

Egon Schmidt

Ciconia ciconia — Gólya

Hiddensee	0	01.07.78.	Bad Wilsnack, <i>DDR</i>	53.05	N	11.53	E
A 1 606	*	27.01.79.	Nagyszekeres (J. KÓNYA)	47.57	N	12.37	E
Hiddensee	0	17.06.78.	Altmersleben, Kalbe, <i>DDR</i>	52.39	N	11.24	E
A 1 184	*	19.08.78.	Máriafalú (F. PAPP)	46.57	N	16.18	E
Hiddensee	0	17.06.78.	Altmersleben, Kalbe, <i>DDR</i>	52.39	N	11.24	E
A 1 185	*	12.08.78.	Acsalag (GY. HIMA)	47.43	N	17.12	E
Hiddensee	0	27.06.78.	Waldersee, Dessau, <i>DDR</i>	51.50	N	12.14	E
214 358	*	12.08.78.	Acsalag (GY. HIMA)	47.43	N	17.12	E
Praha HH 034	0	25.06.77.	Hospříz, <i>CSSR</i>	49.08	N	15.05	E
	*	25.08.77.	Környe (L. MAG)	47.33	N	18.19	E
Praha KK 437	0	26.06.77.	Kolence, <i>CSSR</i>	49.05	N	14.47	E
	*	27.08.77.	Vilonya (L. KASZA)	47.06	N	18.05	E

Anas querquedula — Bőjtű réce

Paris EA 536 763	♂	22.11.74.	Senegal Delta, <i>Senegal</i>	16.10	N	16.18	W
	+	01.08.79.	Kisújszállás (K. MÁRTA)	47.13	N	20.46	E
Paris FT 61 712	♀	02.02.78	Barkandaga, Mopti, <i>Mali</i>	14.30	N	04.12	W
	+	30.04.79.	Nyírtelek (A. PETRILLA)	48.01	N	21.37	E

Anas strepera — Kendermagos réce

Praha D 63 139	0	06.07.77.	Ceské Vrbné, <i>CSSR</i>	49.01	N	14.27	E
	+	21.08.77.	Szentés (M. SZABÓ)	46.39	N	20.16	E

Aythya ferina — Barátréce

Sempach Z 28 870	♂	01.01.78.	Oberkirch, Luzern, <i>Suisse</i>	47.09	N	08.07	E
	+	07.10.78.	Fülöpháza (Z. SZENEK)	46.53	N	19.25	E

London GP 82 486	♀ 29.12.76.	Slimbridge, <i>England</i>	51.44 N 02.25 W
	+ 15.08.78.	Hortobágy (I. FINTHA)	47.37 N 21.06 E
<i>Aquila heliaca</i> — Parlagi sas			
Praha L 1 195	0 11.06.77.	Skáros, <i>Kosice, CSSR</i>	48.35 N 21.23 E
	* 16.04.78.	Tatárszentgyörgy (Zs. SÓRÉS)	47.25 N 19.23 E
<i>Circus aeruginosus</i> — Barna rétihéja			
Hiddensee 426 451	0 14.07.75.	Beidensee, Saalkreis, <i>DDR</i>	51.29 N 11.58 E
	* 15.04.78.	Györsövényház	47.42 N 17.23 E
Varsovia	0 15.06.74.	Staw Golica, Milicz, <i>Poland</i>	51.32 N 17.23 E
C 23 425	* 08.04.79.	Gencsapáti (BECHTOLD I.)	47.15 N 16.37 E
<i>Larus ridibundus</i> — Dankasirály			
Matsalu	0 21.06.75.	Kasari Suue, <i>Estonia</i>	58.45 N 23.43 E
U 115 485	* 15.03.79.	Dunapataj	46.38 N 19.00 E
<i>Bubo bubo</i> — Uhu			
Praha A 4 158	0 22.05.75.	Strážske, Michalovce, <i>CSSR</i>	48.53 N 21.51 E
	* 23.03.77.	Garadna, Miskolc (L. ABKORIVITS)	48.05 N 20.35 E
<i>Alcedo atthis</i> — Jégmadár			
Praha R 102 051	juv. 20.08.77.	Piestany, Trnava, <i>CSSR</i>	48.36 N 17.49 E
	v 14.10.77.	Sopron	47.41 N 16.35 E
<i>Riparia riparia</i> — Partifecske			
Praha T 3 262	juv. 07. 06.76	Radvan, Komarno, <i>CSSR</i>	47.45 N 18.22 E
Budapest 733 922	v 30.06.77.	Dunaalmás (L. MAG)	47.44 N 18.19 E
Paraha T 4 231 juv.	07.06.76.	Patince, Komarno, <i>CSSR</i>	47.45 N 18.18 E
	v 30.06.77.	Dunaalmás (L. MAG)	47.44 N 18.18 E
London KC 31 855	ad.02.04.77.	Marsa, <i>Malta</i>	35.53 N 14.30 E
	v 24.07.78.	Tahitótfalu (J. DÉNES)	47.45 N 19.05 E
<i>Corvus frugilegus</i> — Vetési varjú			
Radolfzell	ad. 17.02.77.	Wien—Mauer, <i>Austria</i>	48.09 N 16.16 E
HF 7 277	+ ?12.77.	Nyíregyháza (A. PETRILLA)	47.57 N 21.43 E
<i>Panurus biarmicus</i> — Barkóscinege			
Zagreb A 345 787 ad. ♀	23.10.77.	Ecanski ribnjaci, <i>Yugoslavia</i>	45.18 N 20.24 E
	v 25.07.78.	Fülöpháza (Hung. Orn. Soc.)	46.53 N 19.28 E

Erithacus rubecula — Vörösbegy

London KC 31 918	ad.	10.10.76.	Buskett, <i>Malta</i>	35.51	N	14.26	E
	*	20.07.78.	Somoskőújfalu (S. GŐZ)	48.10	N	19.50	E

Acrocephalus scirpaceus — Cserregő nádiposzáta

Radolfzell	juv.	05.08.73.	Illmitz, <i>Austria</i>	47.46	N	16.48	E
BJ 7 890	v	13.08.78.	Mexikó-pusztá (L. KÁRPÁTI)	47.41	N	16.52	E

Radolfzell	juv.	20.07.78.	Illmitz, <i>Austria</i>	47.46	N	16.48	E
BO 81 385	v	12.08.78.	Fülöpháza (Hung. Orn. Soc.)	46.53	N	19.28	E

Radolfzell	juv.	28.07.78	Illmitz, <i>Austria</i>	47.46	N	16.48	E
BO 82 162	v	14.08.78.	Mexikó-pusztá (L. KÁRPÁTI)	47.41	N	16.52	E

Radolfzell	juv.	06.08.78.	Illmitz, <i>Austria</i>	47.46	N	16.48	E
BO 82 926	v	11.08.78.	Mexikó-pusztá (L. KÁRPÁTI)	47.41	N	16.52	E

Radolfzell	ad.	25.06.78.	Marchegg, Günserndorf, <i>Austria</i>	48.17	N	16.55	E
------------	-----	-----------	--	-------	---	-------	---

BP 64 800	v	29.07.78.	Fehértó (T. FÜLÖP)	47.41	N	17.21	E
-----------	---	-----------	--------------------	-------	---	-------	---

London KE 46 206	ad.	04.08.75.	Lake Koronia, <i>Greece</i>	40.40	N	23.13	E
	v	26.05.79	Szigetesép (L. HAJTÓ)	47.15	N	18.57	E

Acrocephalus schoenobaenus — Foltos nádiposzáta

Radolfzell	juv.	25.08.77.	Konstanz, <i>BRD</i>	47.44	N	08.58	E
BO 2 686	v	01.08.78.	Fülöpháza (Hung. Orn. Soc.)	46.53	N	19.28	E

Sturnus vulgaris — Seregély

Bologna S 352 482	?	15.03.78.	Campomaggio, <i>Italia</i>	43.19	N	13.34	E
	*	? 09.78.	Szederkény (B. VOGL)	46.00	N	18.27	E

Pyrrhula pyrrhula — Süvöltő

Praha R 95 477	♂	01.11.75.	Polichono, <i>CSSR</i>	49.04	N	17.43	E
	v	06.02.78.	Budakeszi (GY. DANKA)	47.31	N	18.56	E

Emberiza schoeniclus — Nádi sármány

Helsinki	juv.	19.07.75.	Turku, <i>Finland</i>	60.24	N	22.17	E
K 862 636	*	23.01.77.	Győr (I. NAGY)	47.40	N	17.38	E

Author's address:

E. Schmidt

Budapest

Mátyás király u. 11/b

Madártani Intézet

H—1125

RÖVID KÖZLEMÉNYEK

Adat a kis kócsag (*Egretta garzetta*) lábszínezetéhez — A kis kócsag ujj-színezetéről valamennyi kézikönyv csak a világossárgát említi. 1979. április 20-án a Kis-Balatonban megfigyeltem egy példányt, amelynek ujjai narancsvörösön voltak színezve.

Dr. Keve András

Feketególya (*Ciconia nigra*) fészkelése Leninváros környékén — 1979. június 4-én Leninváros közelében, a Sajó bal partján, galériaerdőben, fehér nyárfán 10 m magasban sikerült megtalálnom a feketególya fészket. A madár-pár 3 tojáson kotlott. Erdészeti munkák zavaró hatása következtében a költés sikertelennek bizonyult.

Balogh Gyula

A vörösnyakú lúd (*Branta ruficollis*) 1978—79. évi előfordulásai Kardoskúton — A Kardoskúti Természetvédelmi Területen és annak környékén ismétlődve jelent meg a vörösnyakú lúd az 1978—79. években. Tekintettel arra, hogy valamennyi megfigyelés csapatokról tanúskodott, minden bizonynyal nem fogsági, hanem vad példányok jelentek meg a rezervátumban. Adataik: 1978. október 29-én 11 db, 8 *Anser albifrons* és 12 *Anser erythropus* vegyes csapatában. November 7-én és 8-án 15-ös homogén csapat. December 17-én 41-es homogén csapat. 1979. március 15-én 14 db kb. 1000 *Anser albifrons* és 200 *Anser erythropus* között. Végül november 6-án 15-ös homogén csapatot figyeltem meg. A ludak valamennyi esetben s rezervátum szíkes taván éjszakáztak, és alvóhelyük 5—6 km-es sugarú körzetében *Festucetum pseudovinae* sztyeppén, meg búzavetéseken táplálkoztak.

Dr. Sterbetz István

Short reports

Data on the foot colouring of the little egret (*Egretta garzetta*) — When dealing with the finger colouring of the little egret all handbooks only mention its light yellowness. A sample having fingers of orange-red colouring was observed by the author in Lake Kis-Balaton on the 20th April 1979.

Dr. András Keve

Nesting of the black stork (*Ciconia nigra*) in the environs of Leninváros — On the 4th June 1979 the nest of a black stork was detected by the author on a white poplar at 10 m height in a gallery forest on the left bank of the river Sajó in the vicinity of Leninváros. The pair of birds were sitting on three eggs. On the disturbing effect of forestry operations the hatching proved unsuccessful.

Gyula Balogh

Occurrences of the red-breasted goose (*Branta ruficollis*) at Kardoskút in 1978—79 —

The red-breasted goose appeared repeatedly on the nature conservation area at Kardoskút and its environments, in 1978—79. Since all observations gave evidence of packs, in all probability it was not captive but wild samples that appeared in the reservation. The data: on the 29th October 1978, 11 red-breasted geese in a mixed pack of 8 *Anser albifrons* and 12 *Anser erythropus*. On the 7th and 8th November, a homogeneous pack of 15 birds. On the 17th December a homogeneous pack of 41 birds. On the 15th March 1979, 14 red-breasted geese, among about 1000 *Anser albifrons* and 200 *Anser erythropus*. Finally, on the 6th November, a homogeneous pack of 15 birds were noticed by the author. The geese always spent the night on the natron lake of the reservation and fed on *Festucetum pseudovinae* steppe and wheat fields on a 5 to 6 km radius area of their sleeping ground.

Dr. István Sterbetz

KÖNYVISMERTETÉS

Kolbe, L. 1978: Ökologie der Wasservögel

(Die Neue Brehm Bücherei, Nr. 518, Wittenberg—Lutherstadt, p. 116)

Napjainkban a különböző madárelőhelyek közül elsősorban a vizek azok, ahol a legnagyobb a változás, és így az ott élő különböző madárfajok ökológiai igényeinek vizsgálata különösen is indokolt. A szerző hosszú éveken át végzett vizsgálatai és a vonatkozó irodalom felhasználásával elemzi a problémát. Vizsgálja az egyes madárfajok szerepét a különböző vízi biotópokban, és ismerteti a vízimadarak ökológiai vizsgálatánál eddig alkalmazott módszereket. Diagramokon mutatja be az egyes fajok mennyiségi megoszlását az adott vízi élőhelyeken, bár ezek az eredmények nem mindenben egyeznek a hazai adatokkal. Elemzi a különböző vízimadárfajok alkalmazkodóképességét, és ismerteti a legfontosabb szempontokat a vizes területek gyakorlati védelmére vonatkozóan. Végül a leggyakrabban előforduló ökológiai kifejezések magyarázatát adja meg. A munkát gazdag irodalmi felsorolás zárja és 51 ábra (rajzok és fényképek) teszi gazdagabbá.

S. E.

Bergmann, H. H.—Klaus, S.—Müller, F.—Wiesner, J. 1978: Das Haselhuhn

(Die Neue Brehm Bücherei, Nr. 77, Wittenberg—Lutherstadt, p. 196)

E. TEIDOFF-nak a sorozat egyik első füzetében megjelent azonos című munkája kerül most teljesen átdolgozva az olvasó elé. A téma a magyar ornitológusokat is közelről érinti, hiszen a császármadár a fajdfélék egyetlen hazai fészkelője. A felölelt gazdag témakör a paleontológiai adatokkal indul, ezt követően tárgyalja a faj morfológiáját, etológiáját, ökológiáját, az állományok fejlődésének lehetőségeit, a vadászatát (hazánkban a császármadár védelem alatt áll!), a volierekben történő tartás lehetőségeit és nem utolsósorban a faj gyakorlati védelmét.

S. E.

Nowak, E. 1979: Die Vögel der Länder der Europäischen Gemeinschaft

(Vogelk. Bibl. Bd. 9, Kilda Verlag, Greven, p. 194, 1 térkép)

A könyvecske voltaképpen nem ornitológusoknak szól, hanem segédlet az európai közösség államai illetékesei számára. CL. STUFFMANN, a környezetvédelmi osztály vezetője előszava szerint célja az 1978-ban elhatározott egységes jogszabályalkotás előkészítése, ami az USA-ban már megtörtént. A természet és benne a madárvilág fenntartása elsősorban az egyes államok helyi feladata, de ez a felfogás főleg a vonuló madarak esetében szűknek bizonyult, hogy eredménye is legyen. A védelemre szoruló madarak névjegyzékének elkészültét ma már a nagy közönség is sürgeti.

A kérdéses terület 1529 ezer km², amelyet részletezve is megad, ismertetve a népesség sűrűségét, az erdő- és mezőgazdasági területek nagyságát. Természetesen ez sok mozaik-szerű ökoszisztémát (fenyér, láp, bokros, kopáros) is rejt magában, de a Golf-áram hatása következtében mégis elég egységes. A természetes flóra-szukcesszió már a múlté. Tárgyalja a gépesítést, a monokultúrákat stb. Valamivel kedvezőbb a helyzet a több mint 15 ezer km hosszú tengerparton, bár az olajszenyezés, a kikötők és az üdülők építése helyenként ezt is megzavarja. A megmaradt ökoszisztémák, a természetvédelmi területek láncolata sem kielégítő, és mindezt gátolja a népesség rohamos szaporodása és igényeinek növekedése. A természet- és környezetvédelem teljesen új felfogást kíván, amely közóhaj is. Ennek a korszerű ökológiai szemléleten kell alapulnia. Tanácsot ad, hogy milyen terephatározók és szakkönyvek állnak az olvasók rendelkezésére.

Keve András

Pätzold, R. 1979: Das Rotkehlchen

(Die Neue Brehm Bücherei, 520, Nr. Wittenberg—Lutherstadt, p. 96)

A vörösbegy egyike a legismertebb és legkedvesebb madaraknak. Erdőkben, kertekben, parkokban mindenütt előfordul, áttelelő példányok gyakran jelentkeznek az etetőkön is. A róla szóló irodalom szinte áttekinthetetlen, a szerző ennek egy részét és saját adatait vetette össze, és így készítette el a monográfiát. A munkát, amelyet 61 ábra és fotó, valamint 9 táblázat gazdagít, irodalmi felsorolás zárja.

S. E.

Kaposy György 1979: Weissbart- und Weissflügelseeschwalbe

(Die Neue Brehm Bücherei, Nr. 516, Wittenberg—Lutherstadt, p. 156)

Az Európában honos három szerkőfaj közül a kormos szerkő általánosan elterjedt, a fattyúszerkő és a fehérszárnyú szerkő azonban viszonylag ritka fészkelő. A szerző éveken át tanulmányozta a két szerkőfaj életét, elsősorban költésbiológiájukat. A Hortobágyon és a lessátorból — ahonnet szép felvételeit készítette — módja nyílt a legaprólékosabb megfigyelésekre is. Éppen ezért igen alapos a fajok szaporodásbiológiájával foglalkozó fejezet, amelyben a fehérszárnyú szerkő esetében a fiókák mesterséges körülmények között történő felnevelésének tapasztalatai is helyet kaptak. A munkát gazdag irodalmi felsorolás zárja és 70 ábra, valamint fekete-fehér fotó teszi teljesebbé.

S. E.

Schönn, S. 1978: Der Sperlingskauz

(Die Neue Brehm Bücherei, Nr. 513, Wittenberg—Lutherstadt, p. 123)

Az európai bagolyfajok közül a törpekuvuk a legkisebb és életmódját tekintve egyike a legérdekesebbeknek. Viszonylagos ritkasága és rejtett életmódja folytán az utóbbi időkig meglehetősen keveset tudtunk róla. A szerző tíz évig tanulmányozta ennek a kis bagolyfajnak az életét az Érchegység nyugati felében, ez adja a munka alapját, de az irodalom alapján részletes adatokat közöl a faj teljes elterjedésterületéről. Részletesen elemzi a védelemmel kapcsolatos kérdéseket. A madár természetes ellenségei között elsősorban a nyuszt szerepel. A munkát gazdag irodalmi felsorolás, 59 ábra, 11 táblázat és egy színes tábla egészíti ki.

S. E.

IN MEMORIAM

Barthos Gyula — sz. Nagykanizsa, 1883. VI. 30. † Marcali, 1971. II. 28. 1901—1904 között végezte erdőmérnöki tanulmányait Selmechányán, 1904—1907 közt Iharosberényben, 1907—1919 között Malomvizen, majd 1919 után Nagykanizsán működik mint* főerdőmester. 1905 óta küldött madárvonulási jelentéseket az intézetnek, és még ugyanabban az évben megkapta a „rendes megfigyelő” oklevelet. 1928-ban levelező tag, 1945-ben rendkívüli tag. Az Aquilában 62 közleménye látott nyomdafestéket. 1937-ben HERMAN és CHERNEL nyomdokait követve utazik Norvégiába, amely útjáról kisebb könyvben számolt be az Országos Erdészeti Egyesület 75. éves jubileuma alkalmából (1941).

Bittera Gyula dr. — sz. Nagyszalonta (Zólyom m.), 1893. II. 9. † Budapest, 1970. X. 20. 1913-ban lépett a Madártani Intézet szolgálatába, de már 1912-ben a kismartoni reálisiskola parkjának madárvilágáról és a fekete rigó albinizmusáról közölt tanulmányokat. Viszonylag rövid intézeti gyakorlottsága alatt igen jelentős kutatásokat végzett a ragadozó madarak táplálkozásáról (rétiheják, 1914, héja, karvaly, 1915). 1919-ben áthelyezését kérte a Gyógynövénytani Kutatóintézethez, közben a budapesti egyetemen letett doktorátusát állattanból. Ezután már csupán illóolajnövény-termesztéssel és annak előállításával foglalkozott. Sajnos madártani vizsgálatait nem folytatta.

Burnovszky István — sz. Győr, 1912. IV. 14. † Győr, 1973. VI. 23. Mint diák került HEGYMEGHY DEZSŐ mellé, akitől a madárismereteket és a preparálást elsajátította. Az ő ösztönzésére 1928-ban írta meg első és egyúttal utolsó cikkét a csicsörke győri előfordulásáról, és mivel a téma akkor MAYR tanulmánya után rendkívül időszerű volt, meg is kapta az intézet „rendes megfigyelő” oklevelét.

Fodor József (1879—1969) — Mint az akkori Földművelésügyi Minisztérium előadója és vadásztársaságának vadász mestere sok segítséget nyújtott az intézetnek. Sőt nyugalombavonulása után is — amidőn visszavonult Pilisabára — gyakorta felkereste (mint madárvédő tevékenykedett), és amiben lehetett, segítette az intézet munkáját.

Futó Márton — sz. Vörs, 1905. II. 19. † Balatonberény, 1977. I. 25. Gyermekkorától fogva — mint az akkori kis-balatoni „kócsagőr” GULYÁS JÓZSEF fiának jó barátja — együtt bújta a berket és madarászta. 1933 után a Kis-Balatonnal határos terület vadőre az akkori kis-balatoni vadászati rezervátum helyettes vezetője lett. Az ő gyakorlati elgondolásai alapján történtek meg az intézkedések. Feladatát különös ráteremtéssel és érzékkel látta el, neki köszönhető sok jó intézkedés. Sok szakmai adat tőle származik.

Horváth Andor dr. — sz. Szabadka, 1913. XI. 5. † Szeged, 1972. II. 8. Malakológus, de vajon helyes-e, hogy szakmája szerint nevezzük így, hiszen olyan kiterjedt volt alakismerete, hogy a zoológia bármely ágában is járatos volt. 1940-ben doktorált a szegedi egyetemen, 1955-ben kandidátus, 1963-ban docens. KOLOSVÁRY jobb keze. Számos ornitológust nevelt, tanácsaival mindig készséggel állt rendelkezésünkre. A batla táplálkozásának vizsgálatában is részt vett. Intézetébe menet, csaknem az egyetem kapujában érte őt a halál a magyar zoológia nagy veszteségére.

Kálóczy Lajos — sz. Győr, 1898. XI. 23. † Meesér, 1971. XI. 17. A keszthelyi Gazdasági Akadémia elvégzése után a Madártani Intézethez jelentkezett ingyenes gyakornoknak, ahol 1929—1931 között dolgozott. Megkapta a „rendes megfigyelő” oklevelet (1930). Részt vett 1934-ben a Felső-Duna madárvilágáról írott tanulmány előkészítésében, valamint az 1941 óta folyó szinkronvizsgálatokban is. Az 1963/4. évi magyar-csehszlovák libavonulási vizsgálatnak oszlopos tagja. 1950 után Meesérrre költözött. Résztben a mezőgazdaságban, résztben egyik győri gyárban dolgozott, de szabad idejét a madarakra áldozta, 1964-ben nagyobb tanulmányt is írt a magyar solymászat történetéről.

Mannsberg Árvéd dr. — sz. Kolozsvár, 1890. VII. 13. † Budapest, 1970. II. 9. Jogi tanulmányai után tökéletes és kiterjedt nyelvtudása folytán a Ganz gyárhoz került, és a külföldi kapcsolatok osztályt vezette, így sokat utazott. Kora gyermekkorától kezdve szoros levelezésben állott nagybátyjával CHERNEL ISTVÁN-nal, akitől örökölte oldhatatlan érdeklődését a madártan iránt és törődését a Madártani Intézettel. 1907-től kezdve küldte madárvonulási jelentéseit Kolozsvárról és Báldról. 1911-ben jelent meg első önálló közleménye, amelyet számos követett. 1909-ben nyerte el a „rendes megfigyelő” oklevelet, 1945-ben a rendkívüli tagságot. Főleg Erdély madaraival foglalkozott, VASILIU-nak is nagy segítségére volt Románia madarainak névjegyzéke megírásában (Párizs, 1968). VASVÁRI és PÁTKAI kis-ázsiai utazásainak egyik mentora. Az Aquila számos kitűnő német nyelvű fordítást is köszönhetett neki. Madártani tanulmányai tanúskodnak, milyen kiváló terep kutató volt, de nem sorolható fel, hogy hány munkában segédkezett névtelenül.

Mészáros György — sz. Kecskemét, 1911. VI. 30. † Kecskemét, 1977. XII. 21. Pénzügyi szűnvevőségi tanácsos, a vadászati lapok tudósítója. Madártani vonalon 1929-ben a gyűrűzők néysorában találkozunk először nevével, 1939-ben „rendes megfigyelő” oklevelet kapott. Ő hívta fel a figyelmet a fülöpházi szikes tavak jelentőségére, és azok védetté nyilvánítását éveken át sürgette. A fekete harkály vertikális irányú, az Alföld felé való terjeszkedéséről szintén ő adott először hírt, és számos megfigyelés Kecskemét tágabb környékéről is neki köszönhető. Szívós természetét csak a harmadik agyvérzése győzte le.

Nagy László — sz. Nyíregyháza, 1894. VI. 27. † Telekgerendás, 1977. III. 27. Szülővárosa környékét járta, vadászgatva, annak madárvilágát figyelgette 1928-ig. 1919 óta rendszeresen küldte vonulási jelentéseit, és ezért 1923-ban a „rendes megfigyelő” diplomát nyerte el. 1931-ben telepedett meg Székesfehérváron, ahol MÁTÉ LÁSZLÓ-val került szoros barátságba. Így lett annak a „triumvirátusnak” tagja, (BERETZK, MÁTÉ), amely VASVÁRI ihletésével nem tartotta elégítőnek az 1929-es összefoglalást. Nem keresték, mégis megtalálták azokat a fajokat, amelyeket az összesítés „ritka” jelzővel látott el, de ők rendszeres mozgalmukat észlelték még akkor is, ha nem mindennapiak. Nyűrségi tapasztalatait 1935-ben össze is foglalta. Ezzel hármmuk kutatása teljesen új beállításba helyezte főleg parti madaraink jelentőségét a magyar orniszban. 1922—1973 között 21 közleménye jelent meg az Aquilában. 1945-ben a Hortobágyra került vadászati felügyelőnek, majd Telekgerendáson telepedett le, ahonnan gyakorta látogatta a biharugrai halastavakat. Innen is értékes adatokat küldözgetett.

Nadra Emil — sz. Illye (= Ciumegiu, Bihar), 1904. IX. 24. † Timisoara (= Temesvár), 1978. III. 2. Középiskoláit Temesváron végezte. 1935-ben került LINTIA mellé a Bánát Múzeumhoz. LINTIA-val szorosan működtek együtt, 1928—30-ban Dobrudzsát is így járták. LINTIA halála (1952) után átvette örökségét.

Nechay Olivér dr. — sz. Lippa, 1913. II. 16. † Budapest, 1979. VI. 28. Iskoláit Besztercén, majd Gödöllőn végezte, budapesti gyógyszerész diplomájának megszerzése után Kolozsvárról jogtudományi doktorátust tett le. Erdőmérnöki családból származott, így a természet mindig vonzotta. A Gyógynövénytan Kutató Intézetben kezdte pályafutását de csakhamar mint kiváló szervező az akkori Földművelésügyi Minisztériumhoz került, ahol biológiai és jogi tudását egyaránt érvényesíteni tudta. Intézetünk munkáját mindig nagy jóakarral támogatta, a Madártani Egyesületben is alapítótag, sok jó jogi tanáccsal látta el, és hatékonyan közbeavatkozott, ha a természetvédelmet sértő intézkedések történtek. Türgyilagos, mindig segítőkész támogatónkat veszítettük el vele.

Sárközy Mihály — Gyógyszerész, sz. Jászberény, 1904. † Sárbogárd, 1976. I. 18. A rétszilasi halastavakhoz 1931-ben került. Azóta szorgalmasan kutatgatta őket és vadászgatott a tavak környékén. Adatokkal és anyaggal mindig készséggel állott a kutatók rendelkezésére.

Sáska László dr. — sz. Nagyenyed, 1890. IX. 26. † Arusha (Tanzania), 1978. XI. 8. Orvosi tanulmányait Budapesten és Bécsben végezte. A trópusi betegségek iránti érdeklődése és vadászszenvélye irányította Afrikába, először Etiópiába, majd 1931-ben Arushaban (Tanzánia) telepedett le. Számos hazai és külföldi Afrika-járó útját segítette elő. Második hazájában, Tanzániában köztisztviselőként állott, de neve elsősorban mint orvos ismert. Pl. kapcsolata A. SCHWEITZER-rel, vagy rákkutatásban elért eredményei folytán az Angol Rákkutató Intézet levelező tagjának választotta. Ugyancsak levelező taggá választotta a Román Tudományos Akadémia, míg aranydiplomáját a budapesti orvostudományi egyetemről kapta. „Életem Afrika” c. könyve magyar nyelven Bukarestben jelent meg (1969).

Smuk Antal — sz. Bősárkány, 1904. II. 3. † Nagylózs, 1978. VII. 12. Főjegyzői állást töltött be Nagycenkén, később Nagylózusra költözött át, és utoljára földmérési műszaki előadóként működött. A madarak, a malakológia és a régészet egyaránt érdekelte, de viszonylag későn került kapcsolatba a Madártani Intézettel. Mint jó adatszolgáltató még publikáció nélkül 1942-ben kapta meg a „rendes megfigyelő” oklevelet. A magyar madártannak sokszor névtelen katonáját vesztettük el benne.

Soós Lajos dr. — sz. Magyarócsa, 1879. II. 6. † Budapest, 1972. VIII. 28. Akadémikus, hosszú éveken át a Természettudományi Múzeum malakológiai gyűjteményének vezetője, az Állattani Szakosztály elnöke és az Állattani Közlemények szerkesztője. Tudományos pályáját a Madártani Intézetben kezdte, 1900—1901 között gyakornok. Magyarországi állatföldrajzi beosztását is tőle vette át az ornitológia.

Vertse Albert dr. — sz. Nyíregyháza, 1906. VII. 25. † Budapest, 1979. II. 20. A Madártani Intézet igazgatói közül az ötödik leghosszabb (1945—1970) időn át töltötte be ezt a tisztséget. Iskoláit szülővárosában végezte és Budapesten fejezte be. Rögtön utána beiratkozott a budapesti egyetem akkori bölcseleti karára, és egyidejűleg megkezdte tevékenységét az intézetben. 1934-ben doktorált CHOLNOKY, PAPP KÁROLY és MÉHELY professzoroknál. Tanulmányait egy időre meg kellett azonban szakítania, és visszatért Nyíregyházára, ahol atyja napilapjánál talált kereseti forrást.

1928-ban kapta meg a „rendes megfigyelő” oklevelet, mivel WARGA vonulási jelentéseinben segédkezett. Csak 1932-ben ismerték el hivatalosan voltöntörnek. Majd 1934-ben kerülhetett fizetéssel az intézethez, és 1938-ban vette át a minisztérium gyakornoknak. Ettől az időponttól már gyorsabb volt előmenetele, így érte el 1942-ben a főadjunktusi címet.

Hivatásának a gazdasági madártant választotta. 1935-ben CSÖRGEY nyugalomba vonulásával teljesen átvette munkakörét, a mesterséges madártelepítési kutatásokat, másrészt CSÖRGEY tanítása alapján a madárillusztrációk készítését.

A háború intézetünket elpusztította, vezetői, SCHENK és VASVÁRI áldozatai lettek. A szó szoros értelmében a nullaponttól kellett a munkát beindítani, amit 1945 tavaszán azonnal meg is kezdtünk.

1946-ban nevezték ki az intézet igazgatójának. Munkafeladata továbbra is a madárvédelmi eszközök fejlesztése maradt. 1950—1967 közötti irodalmi munkássága főleg ebből a témakörből adódott. Ekkor dolgozza ki a kis cinegék számára alkalmas kis odúk megfelelő méreteit, amellyel a madártelepítés legnagyobb akadályozója, a mezei veréb ellen is lehet védekezni.

Több madárvédelmi könyve is megjelent (1955, 1955, 1955), valamint a Kis-Balatonról (1953). Stílusán ekkor erősen érezhető sógora, FEKETE ISTVÁN hatása, akivel, valamint TILDY ZOLTÁN-nal több könyvet együtt írtak a kis-balatoni házban. Önálló propaganda-kiadványai is megjelentek (1953, 1954, 1955).

Irodalmi munkásságán kívül meg kell emlékeznünk festőművészi tevékenységéről is. CSÖRGEY volt mestere nemcsak a kutatásokban, de az illusztrációk készítésében is. A ragadozómadarak röpképtábláját több madárvédelmi plakát is követett. Ő illusztrálta SCHENK turul-munkáját, és több rajza jelent meg a Természetben is (kékessőrű réce, tukán stb.).

Halálának híre váratlanul érte barátait és a magyar ornitológiát. Temetésén megmutakozott az őszinte gyász.

Dr. Varga Béláné Palotás Klára — sz. Szeged, 1929. I. 4. † Szeged, 1979. VIII. 1. Tanítónőképzőt végzett, rövid ideig tanított is. Férjhezmenetele után férje mellett asszisztensi teendőket végzett, majd a szegedi Gyermek- és Ifjúságvédő Intézetnél pedagógusi állást töltött be. Férjével került Pusztaszerre, ahol elragadtatta a Dongér-tó természeti szépsége, és lelkesen dolgozott annak madártani feltárásán (két tanulmánya jelent meg róla), valamint védetté nyilvánításán. BERETZK PÉTER és MARIÁN MIKLÓS irányítása mellett szorgalmasan kutatta a tavat és mocsarait, azokban fényképezett és filmezett is. Tragikus hirtelenséggel bekövetkezett halála mindnyájunkat megrendített, akik ismertük őt, ismertük fíradhatatlan szorgalmát, jó meglátását és mindig segítőkész kedvességet.

Dr. Alexander Wetmore — 1978. december 7-én Washingtonban 92 éves korában távozott tőlünk a madártan egyik nagymestere, intézetünk őszinte barátja és támogatója, akinek rendszertani beosztása alapján dolgozunk ma is.

Nemesak a recens fajokkal foglalkozott, hanem úttörő munkásságot fejtett ki a paleo-ornitológia terén is, több fosszilis madarat írt le rendszertani helyüket tisztázta.

Az American Ornithologists' Union díszelnőke, számos madártani társaság, tb. tagja, az uppsalai nemzetközi madártani kongresszus elnöke. A Magyar Madártani Intézetnek 1928-ban lett levelező, 1939-ben tb. tagja. Egyike volt az elsőnek, aki M. M. NICE-szel a háború után intézetünk és a magyar ornitológusok segítségére sietett. Önzetlen támogatására, emberségességére a szakmai kiválósága mellett, mindig tisztelettel és hálával emlékezünk.

AQUILA—INDEX

INDEX ALPHABETICUS AVIUM

- Accipiter gentilis* (12), 24, 25, 97
Accipiter nisus (12), 24, 80, 82, 84, 86
Acrocephalus arundinaceus (17), 98, 100, 101, 102, 104, 105
Acrocephalus palustris (17), (123–127), 127–129
Acrocephalus schoenobenus 98, 100, 101, 102, 104, 105, 139
Acrocephalus scirpaceus (123–127), 127–129, 134, 139
Actitis hypoleucos 98
Aegithalos caudatus (16), 24
Aegolius funereus (15)
Alauda arvensis (15), 24, (57), (61), (68), 80, 82, 84, 86, 91, 92, 98, 100, 102, 104, 105
Alcedo atthis 24, 25, 133, 138
Alectoris graeca (13)
Anas acuta (11), 97, 106
Anas albae (10)
Anas crecca (11), 106, 108
Anas (Spatula) clypeata (11), 97, 102
Anas penelope (10)
Anas platyrhynchos (10), 24, 25, 80, 82, 84, 86, 97, 100, 102, 106, 107, 108
Anas querquedula (11), 97, 102, 106, 107, 108, 137
Anas strepera (11), 97, 137
Anas submajor (10)
Anser albifrons (10), 24, 108, 141, (142)
Anser anser (10), 97
Anser erythropus 141, (142)
Anser fabalis (10), 24, 80, 82, 84, 86
Anthus campestris (17)
Anthus cervinus (17)
Anthus pratensis (17), (49), (68), 99
Anthus spinoletta (17), 80, 82, 84, 86
Anthus trivialis (17), 24
Apus apus (15), 25
Apus baranensis (15)
Apus melba (15)
Apus submelba (15)
Aquila chrysaetos (11), 25
Aquila heliaca (11), 24, 138
Aquila pomarina (11), 25
Ardea cinerea (10), 25, 80, 82, 84, 86, 95
Ardea purpurea (10), 97
Arenaria interpres (14)
Asio flammeus (14)
Asio otus (15), 24, 25, 98, 102, 105, (120)
Athene noctua (14), 24, 80, 82, 86, 90
Athene veta (14)
Aythya ferina (11), 97, 102, 137
Aythya fuligula (11)
Aythya nyroca (11), 97, 102

Bombycilla garrulus (17), 24, (111), (112), (113), (114)
Branta ruficollis (11), 141, (142)
Bubo aff. bubo (14)
Bubo bubo 25, 138
Bubo floriana (14)
Bucephala clangula (11)
Buteo buteo (11), 24, 97
Buteo lagopus (11), 25
Buteo ferox (rufinus) (11)

Calcarius lapponicus (49), (57), (58), (64–68), 69–70
Calidris alpina (13), 98, 132
Calidris minuta 98
Calidris temminckii 98
Capella gallinago (13)
Capella media (13)
Cepella veterior (13)
Caprimulgus caepiki (15)
Caprimulgus europaeus 24
Carduelis cannabina 24, (49), (57), (62), 80, 82, 84, 86, 135
Carduelis carduelis 23, 80, 82, 84, 86, 91, 99, (111)
Carduelis (Chloris) chloris (17), 24, 80, 82, 84, 86, 135
Carduelis flammaea 25, (49), (56), (64)
Carduelis flavirostris (49), (56), (58), (59), (61–64), (68), 69, 70
Carduelis spinus 24, 99, 135
Certhia brachydactyla 24, (123), 127
Certhia familiaris (16), 25, (123), 127
Chaetura baconica (15)
Charadrius alexandrinus 98, 102
Charadrius dubius 102
Charadrius hiaticula 98
Charadrius (Eudromias) morinellus (56)
Chlidonias niger 98
Ciconia ciconia (10), 25, 80, 82, 84, 86, 92, 97, 131, 137

- Ciconia nigra* (10), 25, 141, (141)
Cinclus aquaticus (16)
Cinclus cinclus 25
Circus aeruginosus (12), 95, 136
Circus cyaneus (12), 97
Circus macrourus (12)
Coccothraustes coccothraustes (17), 24, (111), 113
Coloeus monedula (16), 80, 82, 86, 92
Columba livia domestica 80, 82, 84, 86, 91, (112)
Columba oenas (14), 24
Columba palumbus (14), 24, 98, (111), 132
Corvus betfianus (16)
Corvus corax (16), 24
Corvus cornix (16), 24, 80, 82, 84, 86, 98, 102, 105, 108, (112)
Corvus frugilegus (16), 25, 80, 82, 84, 86, 98, 107, 108, (112), (121), 122, 138
Corvus hungaricus (16)
Corvus janossi (16)
Coturnix coturnix (13), 25, 80, 82, 84, 86
Crex crex (13), 25
Cuculus canorus (14), 23, 80, 82, 84, 86, 98, 132
Cuculus esarnotanus (14)
Cygnus csakvariensis (10)
Cygnus olor (10)

Delichon urbica (16), 24, 25, 98
Dendrocopos leucotos (15), 24
Dendrocopos major (15), 23
Dendrocopos medius (15), 24
Dendrocopos minor 24
Dendrocopos praemedius (15)
Dendrocopos submajor (15)
Dendrocopos syriacus 80, 82, 84, 86
Dryocopus martius 24

Egretta alba (10), 80, 82, 84, 86
Egretta garzetta 141, (141)
Emberiza calandta (17), 99, 102, 104, 105
Emberiza cia 25, (71 – 77), 78
Emberiza citrinella (17), 24, (72), 99, 108
Emberiza schoeniclus (17), 99, 100, 102, 104, 105, 108, 139
Eremophila (Otocoris) alpestris (15), (49 – 59), (61), (64), 69
Erithacus rubecula (16), 23, 134, 139

Falco antiquus (12)
Falco cherrug (12), 24
Falco columbarius (12), 25
Falco peregrinus (12), 25
Falco rusticolus (12)
Falco subbuteo (12), 25
Falco tinnunculus (12), 25, 80, 82, 84, 86, 92, 97, 102, 105
Falco vespertinus (12), 25, 97, 102, 105, (117 – 121), 121 – 122

Francolinus capeki (12)
Francolinus minor (12)
Francolinus subfrancolinus (12)
Fringilla coelebs (17), 24, (111), (112)
Fringilla montifringilla (17), 24, (111)
Fulica atra (13), 25, 98, 102, 105

Galerida cristata (15), 80, 82, 84, 86, 91
Gallinula chloropus 25, 102
Gallus aesculapi (12)
Gallus beremendensis (12)
Gallus gallus (12)
Garrulus glandarius (16), 23
Gavia arctica (10)
Gavia stellata (10)
Glaucidium passerinum (14)
Grus grus (13), 98
Gypaetus barbatus (11)
Gyps fulvus (11)
Gyps melitensis (11)

Haliaetus albicilla (11)
Himantopus himantopus (14)
Hirundo rustica (15), 24, 25, 80, 82, 84, 86, 98

Ixobrychus minutus 102

Jynx torquilla (15), 80, 82, 84, 86

Lagopus lagopus (12)
Lagopus mutus (12)
Lanius collurio (17), 24, 80, 82, 84, 86, 92, 99
Lanius excubitor 25
Lanius minor (17), 80, 82, 84, 92, 101, 102
Lanius senator (17)
Larus argentatus (14), 98
Larus canus (14)
Larus melanocephalus 98
Larus ridibundus (14), 80, 82, 84, 86, 98, 107, 108, 132, 138
Limosa limosa (13), 98
Locustella fluviatilis 24, (123), 127
Locustella luscinioides 98, (123), 127
Loxia curvirostra (18), 25
Lullula arborea 23
Luscinia megarhynchos 24
Lyrurus partium (12)
Lyrurus tetrix (12)

Mergus albellus (11)
Mergus connectens (11)
Mergus merganser (11)
Mergus serrator (11)
Merops apiaster (15), 24, 98, 133
Milvus brachypterus (11)
Milvus migrans (11), 25
Monticola saxatilis (16), 25
Monticola solitarius (29), 29
Motacilla alba (17), 24, 80, 82, 84, 86, 92, 102, 105

- Motacilla cinerea* 24
Motacilla flava 99, 102, 105
Muscicapa albicollis 24
Muscicapa hypoleuca 24
Muscicapa parva 25
Muscicapa striata 25, 80, 82, 84, 86

Nucifraga caryocatactes (16), 25
Numenius arquata (13), 98
Numenius phaeopus (13), 98
Nyctea nyctea (14)
Nycticorax nycticorax 80, 82, 84, 86

Oenanthe oenanthe 80, 82, 84, 86, 92
Oidemia nigra (11)
Oriolus oriolus (16), 24, 80, 82, 84, 86, 91
Otis kalmani (13)
Otis lambrechti (13)
Otis tarda (13), (30–45), 46
Otis tetrax (13)
Otus scops (14), 25

Palaeortyx aff. grivensis (12)
Panurus biarmicus 133, 138
Parus ater (16), 25
Parus caeruleus 23, 98, 108
Parus lugubris (16)
Parus major (16), 23, 80, 82, 84, 86, 98, 108, (113), 133
Parus montanus 25
Parus palustris (16), 24
Passer domesticus 25, 80, 82, 84, 86, 89, 90, 91, 92, (93), (111), (112), (113)
Passer montanus (18), 24, 80, 82, 84, 86, 89, 90, 91, 92, (93), (94), 99
Pastor roseus (17)
Pelecanus onocrotalus (10)
Perdix perdix (13), 80, 82, 84, 86, 92, 97
Pernis apivorus (12), 25
Petronia petronia (27–28), 29
Phalacrocorax carbo (10)
Phasianus colchicus (13), 24, 80, 82, 84, 86, 98, 107, 108
Philomachus pugnax (13), 98, 106, 132
Phoenicurus ochruros 24, (72)
Phoenicurus phoenicurus (17), 25, 80, 82, 84, 86
Phylloscopus collybita 23, 98
Phylloscopus sibilatrix 23
Phylloscopus trochilus 24, 80, 82, 84, 86
Pica pica (16), 24, 80, 82, 84, 86, 92, 98, 100, 102, 108
Picus canus (15), 24
Picus viridis (15), 24, 80, 82, 84, 86, 98
Pinicola enucleator (18)
Platalea leucorodia 97
Plectrophenax nivalis (17), 25, (49), (55–61), (64), (68), 69
Pliogrus pentelici (13)
Podiceps auritus (10)
Podiceps cristatus (10), 102
Podiceps nigricollis (10), 97, 102

Podiceps ruficollis (10), 25, 97, 102
Porzana estramosi (13)
Porzana porzana (13)
Prunella collaris 25
Prunella modularis 24, 25
Pyrhacorax graculus (16)
Pyrhacorax pyrrhacorax (16)
Pyrhula pyrrhula (18), 24, (112), 139

Rallus aquaticus (13)
Recurvirostra avosetta 98, 100, 102, 103, 104, 105, 132
Regulus ignicapillus 25
Regulus regulus 24
Remiz pendulinus 133
Riparia riparia 133, 138

Saxicola oenanthe (16)
Saxicola rubetra (17), 25, 80, 82, 84, 86, 92, 98
Saxicola torquata (17), 24
Scolopax baranensis (13)
Scolopax rusticola (13), 24, 25
Serinus serinus 24
Sitta europaea 23
Sitta neumayer (29), 29
Streptopelia decaocto 80, 82, 84, 86, 90, 91, 98, (112)
Streptopelia turtur (14), 24, 25, 80, 82, 84, 86, 98, 132
Strix aluco (14), 24
Strix cf. brevis (14)
Strix intermedia (14)
Strix nebulosa (14)
Strix uralensis (14)
Sturnus vulgaris (17), 24, (64), 80, 82, 84, 86, 91, 92, 99, 134, 139
Surnia robusta (14)
Surnia ulula (14)
Sylvia atricapilla 23, 80, 82, 84, 86,
Sylvia borin 25
Sylvia communis (17), 23, 80, 82, 84, 86, 99
Sylvia curruca (17), 24, 134
Sylvia hortensis (29), 29
Sylvia nisoria 24
Syrhaptes paradoxus (14)

Tadorna ferruginea (11)
Tetrao conjugens (12)
Tetrao macropus (12)
Tetrao praeurogallus (12)
Tetrao urogallus (12)
Tetrastes bonasia (12), 24
Tetrastes praebonasia (12)
Tichodroma muraria 25
Tringa erythropus (13), 98
Tringa glareola (13), 98
Tringa nebularia 98, 106
Tringa ochropus (13)
Tringa totanus (13), 98, 100, 102, 104, 105, 106, 131

Troglodytes troglodytes 23	Turdus torquatus (16), 25
Turdicus tenuis (16)	Turdus viscivorus (16), 24, 25
Turdoides borealis (16)	Tyto alba 25
Turdus iliacus 133	
Turdus merula (16), 23, (112), (113), 133	Upupa epops (15), 25, 80, 82, 84, 86, 98
Turdus musicus (16)	Upupa phoeniculides (15)
Turdus philomelos (16), 23, 133	
Turdus pilaris (16), 24, (49), (57), (61), (64), 98, 108, (112), (114)	Vanellus vanellus (14), 25, 80, 82, 84, 86, 98, 100, 102, 104, 105, 106, 107, 108, 131

Megjelent a Mezőgazdasági Könyvkiadó Vállalat gondozásában
 Felelős kiadó az Országos Környezet- és Természetvédelmi Hivatal Madártani Intézete
 Felelős szerkesztő dr. Sterbetz István
 Műszaki vezető Asbóthné Alvinczy Katalin
 Műszaki szerkesztő G. Müller Zsuzsa

Nyomásra engedélyezve 1981. február 5-én
 Megjelent 900 példányban, 13,25 (A/5) ív terjedelemben, 24 ábrával
 Készült az MSZ 5601 – 59 és 5602 – 55 szabvány szerint

MG 3229 - a -

81/636 Franklin Nyomda, Budapest
 Felelős vezető Mátyás Miklós igazgató



71
56
75

AQUILA

A MAGYAR MADÁRTANI INTÉZET

(AZ ORSZ. KÖRNYEZET- ÉS TERMÉSZETVÉDELMI HIVATAL
MADÁRTANI INTÉZETE)

ÉVKÖNYVE

ANNALES INSTITUTI ORNITHOLOGICI HUNGARICI

1981

MEGINDÍTOTTA
HERMAN OTTÓ

SZERKESZTI
STERBETZ
ISTVÁN

FUNDAVIT
O. HERMAN

EDITOR
STERBETZ



LXXXVIII. ÉVFOLYAM. TOM: 88

VOLUME: 88

BUDAPEST, 1982

AQUILA

AQUILA

A MAGYAR MADÁRTANI INTÉZET

(AZ ORSZ. KÖRNYEZET- ÉS TERMÉSZETVÉDELMI HIVATAL
MADÁRTANI INTÉZETE)

ÉVKÖNYVE

ANNALES INSTITUTI ORNITHOLOGICI HUNGARICI

1981

MEGINDÍTOTTA
HERMAN OTTÓ

FUNDAVIT
O. HERMAN

SZERKESZTI
STERBETZ
ISTVÁN

EDITOR
I. STERBETZ



LXXXVIII. ÉVFOLYAM. TOM: 88

VOLUME: 88

BUDAPEST, 1982

Megjelent – Published

1982

Kérjük Szerzőinket, hogy közleményeiket írógéppel, két példányban, jó minőségű papírra írva, az alábbi formában szíveskedjenek az Aquila szerkesztőjének küldeni:

Bal oldalon 5 cm-es margó, 60 betűhelyes sorok, 2-es sortávolság és oldalanként 30 sor terjedelem. A táblázatokat ne a szöveg közé, hanem külön oldalra, címfelirattal ellátva készítsék. Forrásmunkák idézésénél az Aquilában rendszeresített forma az irányadó. Újragépettetés esetén a költségek a szerzőt terhelik. Kérjük a közlemények végén a szerző irányítószámát és postacímét feltüntetését. Lapzárta június 30.

A szerkesztő

ISSN 0374—5708

TARTALOMJEGYZÉK

<i>Balogh Gy. – Zákány A.</i> : A tiszalúci gémtelep	127
<i>Dr. Bozsó Sz. – Juhász L.</i> : Debrecen város balkáni gerle (<i>Streptopelia decaocto</i> Friv.) állományának populációdinamikai vizsgálata	91
<i>Czajlik P.</i> : Etológiai vizsgálatok mátrai császármadár- (<i>Tetrastes bonasia</i>) populációkon	31
<i>Csaba J.</i> : Adatok a fekete gólya (<i>Ciconia nigra</i>) Vas megyei fészkeléséhez	27
<i>Demeter A.</i> – vide <i>Dyer M.</i>	87
<i>Dyer, M.</i> – <i>Demeter A.</i> : Adatok a gyurgyalag (<i>Merops apiaster</i>) etetési üteméhez Északkelet-Magyarországon	87
<i>Dr. Endes M.</i> : Hamvas rétihéja (<i>Circus pygargus</i> L.) fészkelések természetvédelmi vonatkozásai	128
<i>Faragó S.</i> : Kövirigó (<i>Monticola saxatilis</i>) a Vas megyei Sághegyi Tájvédelmi Körzetben	132
<i>Dr. Fodor T. – Pálnik F. – Dr. Sterbetz I.</i> : Magyarországi tapasztalatok mesterségesen felnevelt tűzokok (<i>Otis t. tarda</i> L. 1758) repatriációjáról	65
<i>Fülöp L. Z.</i> : Fehéresőrű búvár (<i>Gavia adamsi</i>) Balatonlellén	127
<i>Dr. Horváth L.</i> : A kiskőrösi Szücsi-láperdő madarainak fészkelőközösségei	19
<i>Juhász L.</i> – vide <i>Bozsó Sz.</i>	91
<i>Dr. Keve A.</i> : Egyes madárfajok behúzódása Budapest területére	132
<i>Dr. Keve A.</i> : A billegető cankó (<i>Actitis hypoleucos</i>) első Duna menti fészkaljai	129
<i>Korsós Z.</i> : Hajnalmadár (<i>Tychodroma muraria</i>) Visegrádon	131
<i>Dr. Kovács G.</i> : A tájátalakulás és a madárvilág változása Biharban	61
<i>Dr. Kovács G.</i> : Kislile (<i>Charadrius dubius</i>) fészkelése Hortobágyon	129
<i>Dr. Ócsai A.</i> : Ugartyúk (<i>Burhinus oedicnemus</i>) fészkelése Pély határában	131
<i>Pálnik F.</i> – vide <i>Dr. Fodor T.</i>	65
<i>Dr. Rékási J.</i> : Adatok a halastavaknál gyűjtött dankasirályok (<i>Larus ridibundus</i>) táplálkozásához	79
<i>Schmidt E.</i> : Külföldi gyűrűs madarak kézrekerülései – 32. gyűrűzési jelentés	117
<i>Schmidt E.</i> : A Madártani Intézet madárjelölései – XXXIII. gyűrűzési jelentés	123
<i>Dr. Sterbetz I.</i> : A Magyar Népköztársaság csatlakozása a Ramsari Egyezményhez ...	11
<i>Dr. Sterbetz I.</i> : Pártás darvak (<i>Anthropoides virgo</i>) csapatos vonulása Délkelet-Magyarországon	129
<i>Dr. Sterbetz I.</i> – vide <i>Dr. Fodor T.</i>	65
<i>Szalczser A.</i> : Gyurgyalag (<i>Merops apiaster</i>) földi fészkelése Hajós környékén	131
<i>Szell A.</i> : Ritkább réce- és lúdelfordulások Szeged környékén	127
<i>Zákány A.</i> – vide <i>Balogh Gy.</i>	127
<i>Zakinszki S.</i> : Hollók (<i>Corvus corax</i>) Temerin területén (Jugoszlávia)	131
Rövid közlemények	127
Könyvismertetés	137
Index alphabeticus avium	141

CONTENTS

<i>Balogh Gy</i> – <i>Zákány A.</i> : Tiszalúc heronry	127
<i>Dr. Bozsko Sz.</i> – <i>Juhász L.</i> : Population dynamics of the Collared Dove's (<i>Streptopelia decaocto</i> Friv.) population in Debrecen city	91
<i>Czajlik P.</i> : Etological investigations on the hazel-hen (<i>Tetrastes bonasia</i>) population in the Mátra mountains	31
<i>Csaba J.</i> : Data on the nesting of black stork (<i>Ciconia nigra</i>) in county Vas	27
<i>Demeter A.</i> vide <i>Dyer M.</i>	87
<i>Dyer, M.</i> – <i>Demeter, A.</i> : Notes on the provisioning rates of Bee-eaters (<i>Merops apiaster</i>) in North-East-Hungary	87
<i>Dr. Endes M.</i> : Montagu's Harrier (<i>Circus pygargus</i> L.) nesting sites with special regard to nature protection	128
<i>Faragó S.</i> : Rock Thrush (<i>Monticola saxatilis</i>) in the Landscape protection area Ság-hegy, Co. Vas	132
<i>Dr. Fodor T.</i> – <i>Pálnik F.</i> – <i>Dr. Sterbetz I.</i> : Experiences on the repatriation of artificially reared great bustard (<i>Otis t. tarda</i> L. 1758) in Hungary	65
<i>Fülöp L. Z.</i> : White-billed Diver (<i>Gavia adamsi</i>)	127
<i>Dr. Horváth L.</i> : Communities of Breeding Birds in the Peaty Szücsi-Forest at Kiskőrös	19
<i>Juhász L.</i> – vide <i>Bozsko Sz.</i>	91
<i>Dr. Keve A.</i> : Bird species moving towards the inner city of Budapest	132
<i>Dr. Keve A.</i> : Common Sandpiper (<i>Tringa hypoleuca</i>) first clutches from the Danube valley	129
<i>Korsós Z.</i> : Wallcreeper (<i>Tichodroma muraria</i>) in Visegrád	131
<i>Dr. Kovács G.</i> : Transformation on the landscape and changes in the avifauna in Bihar ..	61
<i>Dr. Kovács G.</i> : Little Ringed Plover (<i>Charadrius dubius</i>) nesting on the Hortobágy ..	129
<i>Dr. Ócsai A.</i> : Stone Curlew (<i>Burhinus oedicephalus</i>) nesting at Pély	131
<i>Pálnik F.</i> – vide <i>Dr. Fodor T.</i>	65
<i>Dr. Rékasi J.</i> : Contributions to the nutrition of the black-headed gull (<i>Larus ridibundus</i>) collected near fish-ponds	79
<i>Schmidt E.</i> : Records of Birds ringed abroad – 32rd Report of Bird-Banding	117
<i>Schmidt E.</i> : Bird-Banding of the Hungarian Ornithological Institute – 33rd Report on Bird-Banding	123
<i>Dr. Sterbetz I.</i> : Adherence by the Hungarian People's Republic to the Ramsar Convention	11
<i>Dr. Sterbetz I.</i> : Demoiselle Cranes (<i>Anthropoides virgo</i>) migrating in groups in South-East Hungary	129
<i>Dr. Sterbetz I.</i> – vide <i>Dr. Fodor T.</i>	
<i>Szalczser A.</i> : Bee-eater (<i>Merops apiaster</i>) nesting in ground-holes near Hajós	131
<i>Széll A.</i> : Rare ducks and geese near Szeged	127
<i>Zákány A.</i> – vide <i>Balogh Gy.</i>	127
<i>Zakinszki S.</i> : Ravens (<i>Corvus corax</i>) at Temerin (Jugoszlávia)	131
Short news	127
Books	137
Index alphabeticus avium	141

ÁBRÁK JEGYZÉKE — LIST OF ILLUSTRATION

1. Széki csér (<i>Glareola pratincola</i>) a Hortobágyon. — Pratincole (<i>Glareola pratincola</i>) on the Hortobágy (Fotó: Dr. Sterbetz I.)	12
2. A Mártélyi Tájvédelmi Körzet. — Landscape protection district of Mártély (Fotó: Dr. Sterbetz I.)	13
3. Kormorán- (<i>Phalacrocorax carbo</i>) fészek a Kis-Balatonon. — Common cormorant (<i>Phalacrocorax carbo</i>) nest on Lake-Kis-Balaton (Fotó: Dr. Sterbetz I.)	14
4. Pajzsos cankók (<i>Philomachus pugnax</i>) a Kardoskúti Természetvédelmi Területen. — Ruffs (<i>Philomachus pugnax</i>) on nature conservation area at Kardoskút (Fotó: Dr. Sterbetz I.)	15
5. I. biotóp domborzati térképe. Jelmagyarázat: 1. turistaút gerincen, 2. turistaút a déli oldalon, 3. alsó erdei út, 4. Gyula-barlang bekötőút, 5. felső erdei út, 6. Gyula-barlang, 7. 14-es taghatárcölöp, 8. foglalt kút, 9. kidőlt fa, 10. híd, 11. patak. — Relief map of biotop I. Legends: 1. tourist road on ridge, 2. tourist road on southern side, 3. lower forest road, 4. approach road to cave Gyula, 5. upper forest road, 6. cave Gyula, 7. plot boundary pile no. 14., 8. well, 9. uprooted tree, 10. bridge, 11. brook	33
6. 1978. évi császármadár-megfigyelések térbeli elhelyezkedése az I. sz. biotópban. Jelmagyarázat: 1. császármadár-észlelések helyei, 2. császármadártyúk csirkékkel, 3. X. 15-i megfigyelés útvonala. — Legends: 1. places of hazel-hen observations, 2. hazel-hen with chicks, 3. road of observation on 15th October	34
7. Az 1979. évi megfigyelések térbeli elhelyezkedése az I. biotópban. — Spatial location of observations in biotop no 1. 1979	36
8. A 3. sz. biotóp domborzati felvétele. Jelmagyarázat: 1. rétegvonal, 2. erdőgazdasági földút, 3. gerincevonal erdőgazdasági taghatárcölöppel, 4. háromszögelési pont. — Configuration of terrain in biotop no. 3. Legends: 1. contour line, 2. forestry earth road, 3. ridge line with forestry plot boundary pile, 4. triangulation point ..	41
9. A 3. sz. biotópban található erdei cönózisok. Jelmagyarázat: 1. 30–40 éves montán <i>Fagus</i> erdő, <i>Pteropsida</i> sp. és <i>Asperula</i> sp. aljnövényzettel, 2. 30–40 éves <i>Larix</i> sp. erdő <i>Pinus</i> sp. állománnyal keverten, 20 éves <i>Fagus</i> járulékkal, 3. 60 éves duglaszfenyő <i>Pinus</i> sp.-sel keverten, 4. tarvágás 4 éves <i>Fagus</i> sarjakkal, 5. 15–20 éves <i>Fagus</i> állomány <i>Pinus</i> sp.-sel foltokban keverve. — Spatial location of forest cenoses to be found in biotop no. 3. Legends: 1. 30–40 years old montan <i>Fagus</i> -forest, with <i>Pteropsida</i> sp. and <i>Asperula</i> sp. undergrowth, 2. 30–40 years old <i>Larix</i> sp. forest mixed with <i>Pinus</i> sp. stand and some 20 years old <i>Fagus</i> , 3. 60 years old douglas pine mixed with <i>Pinus</i> sp., 4. Clear-felling, with 4 years old <i>Fagus</i> sprouts, 5. 15–20 years old <i>Fagus</i> stand mixed in spots with <i>Pinus</i> sp. . . .	42
10. A császármadár térbeli mozgása a 3. sz. biotópban. Jelmagyarázat: 1. vedlett toll, 1979. VII. 21., 2. porfürdő, 1980. V. 2., 3. éjszakázóhely 1979/80 telén, 4. császármadár-fészekalj. — Spatial movement of hazel-hen in biotop no. 3. Legends: 1. moulted feather, 21st July 1979, 2. dust-bath, 2nd May 1980, 3. night shelter in winter 1979/80, 4. hazel-hen nestlings	43
11. Császármadárkakas napi aktivitási görbéje. Jelmagyarázat: 1. hím aktivitásának alakulása VII–VIII. hóban, nyugalmi állapotban (1978–1979), 2. tojó aktivitási görbéje VII–VIII., a fiókák vedlése, illetve az öregek nagy tollainak vedlése idején (1978–1979) — Daily activity curve of hazel-hen cock. Legends: 1. activity of male in July to August, in rest state (1978–1979), 2. activity curve of layer in July to August at the time of moulting of nestlings and big feathers, resp. (1978–1979)	49

12. Madarak veszélyeztetettsége a napi aktivitás kezdetén. — Endangering of birds at beginning of daily activity	52
13. Great Bustard Experiment Station at Dévaványa. A dévaványai tűzokkísérleti állomás (Foto: Dr. Sterbetz I.)	69
14. One-year old great bustard cock in free environment photographed on 11th June 1980. The bird has voluntarily repatriated from the Great Bustard Experiment Station to the habitat of wild great bustards. — 1980. július 11-én szabad környezetben fényképezett egy éves tűzokkakas. A madár a tűzokkísérleti állomásról önként repatriált a vad tűzokok élőhelyére (Foto: Dr. Sterbetz I.)	70
15. A balkáni gerle éjszakázóhelyeinek eloszlása Debrecenben 1978/79 telén. — Distribution of Collared Dove roosts in Debrecen 1979 winter: 1. Salétrom u., 2. Ispotály u., 3. Dimitrov u., 4. Széchenyi u., 5. Hatvan u., 6. Petőfi tér, 7. Varga u., 8. Béke u., 9. Tóth Á. gimnázium, 10. Jászai Mari u., 11. Kossuth u., 12. Csapó u., 13. Liszt F. u., 14. Vörös hadsereg u., 15. Kálvin tér, 16. Múzeum u., Déri tér, 17. Darabos u., Thaly K. u. 18. Honvéd u., 19. Sallai u., 20. Kétmalom u., 21. Bem tér, 22. Dózsa Gy. u., 23. Ifjúság u., 24. Honvédtemető, 25. Kandia u., 26. Zöldfa u., 27. Árpád tér, 28. Millennium tér, 29. Kerekestelepi fürdő, 30. Budai É. u., 31. Állatkert, 32. Thomas Mann u., 33. Bercsényi u., 34. Bartók B. úti kórház, 35. Böszörményi út, 36. Városi Tanács udvara	93
16. A balkáni gerle éjszakázóhelyeinek eloszlása Debrecenben 1979/80 telén. — Distribution of Collared Dove in Debrecen 1979/80 winter (roosts)	96
17. Az éjszakázóhelyek állománya évente %-ban. — Population of the roosts, annually in %	97
18. Az egyedszámváltozás évi dinamikája Debrecen főbb éjszakázóhelyein. — Annual dynamics of the population on the main roosts in Debrecen	98
19. A balkáni gerle és a házi veréb abundanciájának összehasonlítása Debrecen város biotópjaiban. — Abundancy of Collared Dove and House Sparrow in city biotopes in Debrecen	101
20. A balkáni gerle populációnövekedésének logaritmusos görbéje 1955 — 1980 évben. — Logarithmical curve of the population increase of the Collared Dove between 1955 — 1980	105
21. A balkáni gerle gyarapodása a belvárosi éjszakázóhelyeken 1979. március elején a vonulók megjelenése következtében. 1. februári átlag, 2. március eleji átlag. — Increase of the population of Collared Doves on inner city roost early March 1979 due to migrating birds. 1. February average, 2. light average early March ...	106
22. Circus pygargus fészke gabonában. — Circus pygargus nest in a corn-field (Foto: Dr. Endes M.)	128
23. Burhinus oedicnemus marhatrágyába kapart fészke. — Burhinus oedicnemus nest scrapped into cattle dropping (Foto: Fodor A.)	130
24. Corvus corax fészke magasfeszültségű villanypóznán. — Corvus corax nest on high-voltage pylon (Foto: Zakinszki I.)	132

A MAGYAR NÉPKÖZTÁRSASÁG CSATLAKOZÁSA A RAMSARI EGYEZMÉNYHEZ

Dr. Sterbetz István

A Nemzetközi Vízimadárkutatói Irodának (International Waterfowl Research Bureau) 1971. január 30–február 3 időközében, az iráni Ramsarban megrendezett konferenciáján nemzetközi egyezmény született a vízimadár-védelem szempontjából kontinentális jelentőségűnek elismert vízterületek megőrzése érdekében.

Magyarország a Magyar Népköztársaság Elnöki Tanácsának 1979. évi 28. sz. törvényerejű rendeletével csatlakozott az egyezményhez. A csatlakozás a magyar joggyakorlás szempontjából 1979. augusztus 11. napjától lépett életbe.

A Ramsari Konvenció „jegyzék”-ébe bejelentett magyarországi területek „nemzeti park”, „tájvédelmi körzet” vagy „természetvédelmi terület” minősítéssel már korábban védelem alatt álltak, és a nemzeti parkoknak itt érdekelt területrészei egyben – az UNESCO MAB programja keretében létesített – „bioszféra-rezervátum”-ként is szerepelnek. A területek kiválasztásánál – az IWRB ramsari konferenciáján elhangzott javaslatokra is figyelemmel – a következő szempontok érvényesültek:

Magyarországon nemzetközi értéknek minősíthetők azok a Ramsari Konvenció megfogalmazásában vadvíznek tekintett területek:

- ahol az utolsó öt évben több alkalommal is gyülekezett 10 000-nél több „úszó” madár;
- amelyek kontinentális jelentőségű, rendkívül forgalmas madárvonulási útvonalon helyezkednek el;
- ahol a közép-európai fauna számára különösen jelentős és fokozott védelmet igénylő vízimadárfajok fészkelnek vagy tömegesen vedlenek;
- ahol a biotóp a Közép-Európára jellemző, veszélyeztetett vadvíztípusok egyikének ősszállapotszerű adottsága.

Ilyen megfontolásokkal Magyarország nyolc természetvédelmi területet vagy területrészt jelölt ki, összesen 29 248 hektár kiterjedéssel. E területek a következők.

1. Hortobágyi Nemzeti Parkból és a hozzá tartozó természetvédelmi területekből:

- Zám-, Pentezug- és Angyalháza-pusztá,
- Hortobágyi-halastó,
- Jusztus-mocsár, Hagymás-lapos és Fekete-rét,
- Tiszafüredi Madárrezervátum.

A felsorolt területek kiterjedése: 15 000 hektár.

A területegyüttes központi koordinátája: 47°37′ – 21°05′.



1. ábra. Széki csér (*Glareola pratincola*) a Hortobágyon
Figure 1. Pratincole (*Glareola pratincola*) on the Hortobágy (Fotó: Dr. Sterbetz I.)



2. ábra. A Mártélyi Tájvédelmi Körzet
Figure 2. Landscape protection district of Mártély (Foto: Dr. Sterbetz I.)



3. ábra. Kormorán- (*Phalacrocorax carbo*) fészek a Kis-Balatonon
Figure 3. Common cormorant (*Phalacrocorax carbo*) nest on Lake- Kis-Balaton
(Foto: Dr. Sterbetz I.)



4. ábra. Pajzsos cankók (*Philomachus pugnax*) a Kardoskúti Természetvédelmi Területen
Figure 4. Ruffs (*Philomachus pugnax*) on nature conservation area at Kardoskút
(Foto: Dr. Sterbets I.)

2. *Kiskunsági Nemzeti Parkból:*
 – a III. számú, Kiskunsági-szikestavak megjelölésű terület.
 A terület kiterjedése: 3903 hektár.
 Koordinátája: 46°49' – 19°15'
3. *Pusztaszeri Tájvédelmi Körzetből:*
 – Szegedi Fehér-tó mesterséges halastórendszere a Baksi-Nagy-legelővel,
 – Saséri és Labodári szigorúan védett területek,
 – Csaj-tó mesterséges halastórendszere,
 – Pusztaszeri Büdös-szék szigorúan védett terület.
 A felsorolt területek kiterjedése: 5000 hektár.
 A területegyüttes központi koordinátája: 46°15' – 20° – 10'.
4. *Mártélyi Tájvédelmi Körzet.*
 A terület kiterjedése: 2232 hektár.
 Koordinátája: 46°25' – 20°20'.
5. *Kis-Balatoni Természetvédelmi Terület.*
 A terület kiterjedése: 1403 hektár.
 Koordinátája: 46°46' – 19°14'.
6. *Velencei és Dinnyési Természetvédelmi Területek.*
 Kiterjedésük: 965 hektár.
 Központi koordinátájuk: 47°10' – 18°32'.
7. *Kardoskúti Természetvédelmi Terület.*
 Kiterjedése: 488 hektár.
 Koordinátája: 46°30' – 20°28'
8. *Szaporcai Természetvédelmi Terület.*
 Kiterjedése: 257 hektár.
 Koordinátája: 45°50' – 18°06'.

A Ramsari Egyezményhez való csatlakozás hivatalos szövege a Magyar Közlöny 1979. évi november 27-i 82. számának 1279 – 1282. oldalán található. A „jegyzék”-be bejelentett területek hivatalos felsorolását a Tanácsok Közlönye 1980. évi 28. számának (aug. 7.) 677. oldala tartalmazza.

Adherence by the Hungarian People's Republic to the Ramsar Convention

Dr. I. Sterbetz

At the conference of the International Waterfowl Research Bureau arranged at Ramsar in Iran in the period from January 30 to February 3 1971, an international pact was concluded in view of preserving the water areas recognized as being of continental significance from the aspect of water-fowl conservation.

Hungary has adhered to the pact by the statutory rule No. 28 1979 of the Presidential Council of the Hungarian People's Republic. From the point of view of Hungarian legal practice the adherence came into force from the 11th August, 1979.

The areas in Hungary registered in the "List" of the Ramsar Convention had been declared preserves already earlier with the qualifications national park, landscape protection district or nature conservation area, and the parts of national parks concerned here also figure as "biosphere preserves" established in the frame of the MAB programme of the UNESCO. In the choice of areas with regard to suggestions made at the Ramsar conference of the IWRB the following aspects have been taken into consideration.

In Hungary, the areas considered marshy tracts (underground water rising and spreading over low grounds) in the drafting of the Ramsar Convention may be qualified to be of international value:

- where in the last five years, more than 10 000 “swimming” birds have gathered on several occasions;
- that are located on busy bird migration routes of continental significance;
- where water-fowl species being of particular importance for the Central European fauna and requiring increased protection are nesting or moulting in large numbers;
- where the biotope is the given condition of the primitive state of one of the endangered types of marshy tracts characteristic of Central Europe.

Upon such consideration Hungary has designated eight nature conservation areas or parts of areas, of 29 248 hectare extension on the whole. These are as follows:

1. *From the National Park Hortobágy and the pertaining preserves:*

- the Zám, Pentezug- and the Angyalháza-puszta,
- the Hortobágy Large Fish-Pond,
- the Juszty-marshland, Hagymás-lapos (flatland) and the Fekete-rét (meadow);
- the Bird Preserve of Tiszafüred.

Extension of the areas enumerated: 15 000 hectare.

Central coordinate of the whole area: 47°37' – 21°05'.

2. *From the National Park of Kiskunság:*

- Part No. III. designated Kiskunság natron lakes.

Extension of the area: 3903 hectare.

Its coordinate: 46°49' – 19°15'.

3. *From the Landscape Preserve of Pusztaszer:*

- artificial fish-pond system of the Szeged – Fehér-tó,
- the strictly protected areas of Sasér and Labodár,
- the artificial fish-pond system of the Csaj-lake,
- strictly protected area of Pusztaszer – Büdös-szék.

Extension of the enumerated areas: 5000 hectare.

Central coordinate of the whole area: 46°15' – 20°10',

4. *Landscape Protection District of Mártély.*

Extension of the area: 2232 hectare.

Its coordinate: 46°25' – 20°20'.

5. *Nature Conservation area of Kis-Balaton.*

Extension of the area: 1403 hectare.

Coordinate: 46°46' – 19°14'.

6. *Preserves of Velence and Dinnyés.*

Extension: 965 hectare.

Central coordinate: 47°10' – 18°32'.

7. *Preserve of Kardoskút.*

Extension: 488 hectare.

Coordinate: 46°30' – 20°28'.

8. *Preserve of Szaporca.*

Extension: 257 hectare.

Coordinate: 45°50' – 18°06'.

Official text of the adherence to the Ramsar Convention is found in the Magyar Közlöny (Official Gazette) 1979. No. 28. 27th November pp. 1279 – 1282. Official list of the areas registered on the List is contained in the Tanácsok Közlönye (Councils' Gazette) (7th August) p. 28.

Author's Address:
Dr. I. Sterbetz
Budapest
Madártani Intézet
Mátyás király út 11/b
H – 1125

COMMUNITIES OF BREEDING BIRDS IN THE PEATY SZÜCSI-FOREST AT KISKŐRÖS

Dr. Lajos Horváth

Hungarian Natural History Museum, Budapest

The investigations and collecting work of the Natural History Museum in the Kiskunság National Park arrived in their fourth year in 1980. In the first year (1977) of the research work I have investigated the alderwood marshes near the village Ócsa; I published the results in the periodical *Aquila* (1978). The study of the turfy meadows between the villages Ócsa and Inárcs was the task of the second year (1978); the results were published also in the *Aquila* (1979). My third year (1979) program was to study the bird fauna in the marshy forest at Tabdi village. The results are in print (*Vertebrata Hungarica*, 1980). My fourth year work was considerably easier by the fact that I have investigated in a similar place namely in the Szücsi Forest at Kiskőrös. This also is a mixed poplar forest in the same turfmoor region. The forest consists of ashes in its main part and poplars subordinately; there are one-two oaks still in it.

On the occasion of my former studies as also at present, I have always considered the birds in their relation to their living and inanimate environments, and above all on the basis of their direct or indirect interconnection. Investigations of this kind aid in outlining my ecological theory with respect to the breeding communities of birds (1956). My numerous papers of bird ecology are founded on this (6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14), and the present paper is also closely coupled to it, representing a further justification of my theory. An account of the results of bird watchings an outline of the investigation area concerning its locality, soil and vegetation is demanded.

The Szücsi Forest is situated between the Danube and the Tisza River in the near of the Budapest – Kalocsa railway line, about 126 km south of the capital. The place of this forest is very well definable, because it lies in the immediate vicinity of Kiskőrös town north of the settlement and west from the railway mentioned above. Its shape is approximately quadrangle: about one and a half km from north to south, and only 600 – 700 m from west to east. Its territory is 92 hectares. The forest mainly consists of ash with a good many number of poplars and some old oaks. Its larger part is a purer and looser as stand while the fringe of the forest intermixes partly irregularly with the embracing turfy meadows as in the case of the Tabdi Forest. That is this forest is free, without any encroaching smaller or larger human settlements. It is greatly remembered – as concerns the character of its landscape – to the similar Tabdi Forest as well as to the alderwood marches at Ócsa village, in particular to its section called the Turjáni Forest. There are many lesser and larger clearings here and there, too; the whole wood forming an island in the surrounding turfy meadows. It results from this circumstance

that some of the bird species breeding in the peaty meadows may be found also in the forest and, inversely, one or the other of the forest breeders nest in the meadows nearby, partly on the soil, partly in the isolated bushes and trees.

It also belongs to the characterization of the environment of the forest that the turf meadow is not disturbed by man, except the time of mowing. This undisturbed condition has an effect not only on the bird life of the meadows but also on one of the forests. Apart from this direct and very essential influencing factor, the turfmoor also plays a role in the life of the silvicolous birds. Namely, at least one part of the bird life of the forest flows out of it, into its vicinity. The proximity of the meadows plays a very important role in the nourishing of one or the other species; on the other hand, elements also appear in the forest which without presence of the turfmoors, would not occur there at all consequently, interdependence of bird life between the forest and the meadow is natural and must be taken into account. The peculiar arrangement of the nearly interwoven two types of country contributes to the development of the local breeding communities. This fact becomes indeed obvious when we compare it with forest areas of the very different type, but of a similar extension. Thus e. g. four breeding communities developed in the forest of Csévharaszt, and ten in the forest at Csomád, in contrast to the three under discussion (I/7, I/8, I/11). The reason for this is almost exclusively the environment of the forest area. Namely, the environment of the forest at Csévharaszt is turf only to a lesser degree, and it is wholly absent from the surrounding of the Csomád Forest with its neighbouring, or rather intruding, ploughfields.

Beyond outlining the geography and soil conditions of the investigation area, some brief remarks should be made about the tree stands of the Szücsi Forest. Eighty percent of the forest is composed of ash, there is a fair number of poplars, while oak is less numerous in the wood, and there is no alder; other kinds of trees occur in smaller numbers and only sporadically. However, the tree species do not primarily determine bird life here, but rather other circumstances. The most essential of them is that in certain parts of the forest—particularly in those of a drier substrate—there are very many bushes affording a rich and varied bird life. It is only favourable for the birds that they can find some of old and tall trees sporadically all over the forest.

In the followings I submit the results based on my observations of the breeding communities in the Szücsi Forest made in the year 1980; comparisons made with my earlier data (1952—1956, 1977, 1978, 1979) collected partly in the peaty forest at Ócsa, of a similar character and partly at Tabdi, a place not very far from the present investigation area being also in the Kiskunság National Park.

The first in order is the *Sylvia atricapilla* breeding community with the serial number I/7 in my basic work (5). The Roman numeral designates the type of country (forest in this case), the Arabic one refers to the community of birds nesting together within the region. The breeding area according to my original definition is "miced, deciduous forest—low, scattered, bushy under-vegetation in particular in the near of edges of wood, forest roads, pathes, lines and clearings". The latter restriction is founded on the marginal coenosis principle (7). The parmanent member of this category—with the

Blackcap as the leader characterizing the breeding community—is the Song Thrush (*Turdus philomelos*). The subordinate members are, in the order of their frequency, as follows: Yellow Bunting (*Emberiza citrinella*), Turtle Dove (*Streptopelia turtur*), Blackbird (*Turdus merula*), Tree Pipit (*Anthus trivialis*), Chiffchaff (*Phylloscopus collybita*), Nightingale (*Luscinia megarhynchos*), Marsh Tit (*Parus palustris*), Robin (*Erithacus rubecula*), Nightjar (*Caprimulgus europaeus*) and Cuckoo (*Cuculus canorus*).

The Szücsi Forest is not homogenous as concerns undergrowth and soil moisture. On the drier portion (in the west) mostly poplars and oaks grow; the bushy undergrowth is more abundant here. The *Sylvia atricapilla* breeding community is typical (i. e. complete) only in such places, consequently all members of this community can be found only here. In parts of the forest with a moister substrate (in the east) some of the subordinate members are absent (e. g. Nightjar, Tree Pipit, Blackbird).

The Blackcap, the leading member of this community, lives here in a moderate number only (8 pairs). This phenomenon is in contrast with any earlier experiences in similar habitat, so in the alderwood marshes at Ócsa presumably the chemical plant protection contributes severely to the number of the Blackcap in its entire distributional area.

The Song Thrush, the permanent member of this community, nests here in considerable numbers (10 pairs) as compared to the size of the forest. In all probability the chemicals do not affect it since its food includes worms, snails and berries in the main part, so the poisoning and the lack of food do not influence its numbers.

Concerning the subordinate members I found that, in the order of their characteristics represented in this community, the mass of the Yellow Bunting is low (2 pairs) in the Szücsi Forest as compared to those in forests of a similar type and size. On the other hand the Turtle Dove is a frequent breeding species (7 pairs) with respect to the size of the forest. I observed its increase also in other similar areas (e. g. in the marshy alderwoods between Ócsa and Inárcs) during recent years, the cause being a more effective nature conversions.

The Blackbird breeds here in low numbers (4 pairs); this circumstance strengthens my experiences obtained in other places, namely that this species becomes more and more a denizen of human settlements and thus its wild stock decreases all over the country. Nevertheless, it does not wholly preclude the supposition that the conspicuously multiplying Song Thrush is a severe competitor.

The Tree Pipit settles down merely in the drier parts of the forest, and in some few pairs only. The Chiffchaff breeds also in small numbers (4 pairs) in the Szücsi Forest. The Nightingale (5 pairs) lives in the moister parts of the forest. The Robin is not a characteristic bird of the plain forest, but according to my earlier experiences it can be found everywhere in smaller numbers. I found only one breeding pair in the Szücsi Forest. The Marsh Tit bred also in one pair only in one of the oak section of the forest.

The Nightjar is more frequent, having nested in two pairs. One of them were in a lesser to a certain extent disjointed part of the forest, in the vicinity of Kiskőrös town, in all probability because there is a pasture here along the forest's rim. The breeding of this species may be explained by the proximity of pastures and with the great number of bushes growing there.

The Cuckoo—the final subordinate member of this community—lays its eggs in the nests of the silvicolous birds in the Szücsi Forest, in contrast to my experiences in the marshy alderwoods between the villages Ócsa and Inárcs where it was laying in the nests of birds which bred on the marshy meadows in the vicinity of the woods. Two species found to be fosterparent: there were cuckoo eggs in the nests of two Blackcaps and in that of the single Robin. The reason of the similarity of these two forests (Tabdi Forest, Szücsi Forest) is in the circumstance that they are surrounded by continuous meadows. Accordingly, the meadow breeding birds suffer here less from the laying of eggs by cuckoos in their nests.

The second breeding community is that of *Locustella fluviatilis* bearing the serial number I/8 in my above cited (5) paper. The breeding area of this community is, according to my original definition, as follows: “marshy groves and laced forests with underbrush in the flood area along rivers and streams”.

The permanent member of this breeding community — with the River Warbler as the leading species — is the Blackcap (*Sylvia atricapilla*). The subordinate members are in the order of decreasing relation to the type of country and of their frequency, as follows: Garden Warbler (*Sylvia borin*), Icterine Warbler (*Hippolais icterina*), Dunnock (*Prunella modularis*), Greenfinch (*Chloris chloris*), Nightingale (*Luscinia megarhynchos*), Turtle Dove (*Streptopelia turtur*), Hooded Crow (*Corvus c. cornix*), Spotted Flycatcher, Thrush Nightingale (*Luscinia luscinia*), Wood Pigeon (*Columba palambus*), Lesser Spotted Woodpecker (*Dryobates minor*), Short-toed Tree Creeper (*Certhia brachyactyla*), Hobby (*Falco subbuteo*), Buzzard (*Buteo buteo*), Goshawk (*Accipiter gentilis*), Willow Warbler (*Phylloscopus trochilus*), Red-backed Shrike (*Lanius collurio*) and Common Sandpiper (*Tringa hypoleucos*).

Of the subordinate species also three are absent from the marshy forest Szücsi as was the case in the Tabdi Forest. It is very interesting to note that the same three species are missing also from the alderwoods of the Hanság and Ócsa. Consequently the marshy forest, surrounded by turfy meadows differ from the moist gallery woods by means of these three species. Thus the Dunnock is a common breeding bird of the gallery forests of the Danube, from the Szigetköz (a large western island in the river) to the Dunakanyar (“Danube’s bend”); the Common Sandpiper breeds along the Rába River and in the Szigetköz on the Danube; the Thrush Nightingale breeds only along the upper reaches of the Tisza. Accordingly, the birds of the peaty forests and of the gallery woods must be united from the true, “typical” checklist, that is to say, they are subgroups of the same forest landscapes and the reason of uniting lies in identity of the leading species and the permanent one of this community.

The River Warbler is the most characteristic but not a common species of the Szücsi Forest, as also in the marshy forest at Tabdi. On the contrary, its number is very great in the marshy alderwoods of the Hanság and Ócsa. The number of the breeding pairs—computed on the basis of the singing and territorial behaviour of the males—can be estimated at 4–5 pairs. To actually locate the nests would be disastrous for this species, as I have experienced in the 1950’s during my investigations of the life history of the River Warbler, because the disturbance of the vegetation frightens away the birds and results in the destruction of the clutches. I desist therefore from

searching for the nests — but merely for those of this species — in my estimation the sole certain method to establish the number of the breeding pairs.

The precious statement is valid also for the Blackcap, the permanent member of this community, as already set forth in detail in its characterisation (I/7), with the restriction that it has bred in this community also in lesser numbers.

In connection with the subordinate members of this community I was able to establish the followings there bred in the Szücsi Forest in this year (1980) 4 — 5 pairs of the Garden Warbler, 2 of the Icterine Warbler, 10 — 12 of the Greenfinch, 6 — 8 of the Nightingale, 5 of the Spotted Flycatcher, 2 of the Lesser Woodpecker. This numbers are relatively fairly low — but higher as in the Tabdi Forest — and also the following species have bred here in lesser numbers than it might have been expected: 6 pairs of the Turtle Dove, 2 of the Hooded Crow, and 2 each of the Wood Pigeon and of the Short-toed Tree Creeper. The strict protection of the raptors may be the cause of the fact that one pair of the Hobby, two pairs of the Buzzard and one pair of the Goshawk have bred in such a small forest. I must mention the nesting of a pair of Willow Warbler despite the fact that the area does not conform to its requirements; furthermore, there were ten pairs of the Red-backed Shrike which found the bushy forest edges highly suitable.

Perhaps the following remark should be made after the discussion of the next and last community, nevertheless — to avoid any misunderstanding — I should like to state now that the two communities so far discussed are, though inhabiting the same wood, peculiarly isolated from each other, nearly as much as those of the peaty forest from the turfy meadow. There are contact influences of course (Blackcap, Turtle Dove, Nightingale), but in the case of these species the differences in frequency are also very striking. Such weak influences exist also — naturally — between the forest and the meadow when they are in direct contact and there occurs then the physical possibility for nesting in both areas (e. g. Hooded Crow on a meadow tree, Red-backed Shrike in a meadow bush, Turtle Dove also in a meadow bush, Wood Pigeon on a meadow tree, Hobby also on a meadow tree).

In the order of the sequence, the third breeding community is that of *Buteo buteo* bearing the serial number I/9 in my above cited paper (5). The short characterization of the breeding area of this community runs as follows: "Boggy woods on plains and mountain old beech forest". On the whole therefore two woodlands of different aspects are united with the Buzzard as the leading species and with the Goshawk as the permanent member determining the community. Apart from two species mentioned above, this community has a number of members in both kinds of the forest nevertheless some of the species occur in one or in the other, at least in Hungary. In addition there are certain species whose presence depends on the geographical position and on the extension of the forest in question. But let us see some concrete examples. In the alderwood marshes at Ócsa there occur only the Black Kite (*Milvus migrans*), the Heron (*Ardea cinerea*), the Hooded Crow (*Corvus c. cornix*) and the Tree Sparrow (*Passer montanus*) beside the leading species and permanent member, while the big raptors and the large bodied birds — as the Black Stork and the Eagle Owl — are in general absent, contrarily to the situation prevailing in the alderwoods of the Hanság; this

is due to the smallness of the forest, the proximity of the human settlements and the restricted extension of the neighbouring turf meadows.

What is acceptable in the comparison of the three former investigated marshy forests (Ócsa, Hanság, Tabdi) is increasingly valid for the bird life of the Szücsi Forest. After such precedent the expectable subordinate members of this community would, in order of their importance (characteristically and not at all quantitatively), be as follows: the Black Kite, the Tree Sparrow, the Heron, the Hooded Crow and the Woodcock (*Scolopax rusticola*). Though the Black Kite—a highly characteristic and common bird of the gallery forests of our larger rivers (Danube, Tisza)—is present also in the marshy alderwoods but in small numbers only. It seems a peculiar chance that it has bred only in one pair in the alderwoods at Ócsa (in the Nagy Forest) and also in the peaty alderwoods of the Hanság (in the Kapuvári Éger), just as in the Tabdi and Szücsi Forest. The Heron “equalizes” the Hanság and the peaty region between the Danube and the Tisza River, because in both areas there is one small-numbered 8–10-pair colony each: one in the “Csikos Éger” at the easternmost part of the great alderwood of the Hanság; the other in the “Gémes Forest” between the villages Ócsa and Inárcs in the eastern part of this peaty region; it has bred in former times also in the Tabdi and Szücsi Forest provided that its feeding places were not far from the forest (at the Danube). The Tree Sparrow settles alongside the nests of the larger raptors and it can be found in all four marshy forests (Hanság, Ócsa, Tabdi, Szücsi). The Hooded Crow is not a sivilious species notwithstanding the fact that it builds its nest often on the marginal trees of the marshy forest, particularly here, where there are few suitable trees in the encircling meadows. It may be found in some pairs in all four parts (Nagy Forest, Turjáni Forest, Gémes Forest, Hosszú Forest) of the alderwoods at Ócsa. The case is similar in the peaty forests of the Hanság and of Tabdi and Szücsi. The Woodcock appears regularly during migration in the Tabdi and Szücsi Forest—both at springtime and in the autumn—as also at Ócsa and in the Hanság. However, it does not stay for breeding except in the case of a very old observation (1).

The three breeding communities discussed above include nearly all of the species breeding in the region under examination. The following six species may occur in dry parts of the Szücsi Forest lacking ash or alder trees. The Sparrow Hawk (*Accipiter nisus*) settles for breeding in the young forest sites; the Golden Oriole (*Oriolus oriolus*) and the Goldfinch (*Carduelis carduelis*) live also in the same quarter of the forest; The Chaffinch (*Fringilla coelebs*), the Great Tit (*Parus major*) and the Wood Warbler (*Phylloscopus sibilatrix*) occur in the older ones.

So far only the breeding species have been discussed but the picture drawn of the bird life of the Szücsi Forest would not be complete without mention of the birds which occur in the region from autumn to spring. These are as follows: Jay (*Garrulus glandarius*), Hawfinch (*Coccothraustes coccothraustes*), Siskin (*Carduelis spinus*), Bullfinch (*Pyrrhula pyrrhula*), Wood Lark (*Lullula arborea*), Nuthatch (*Sitta europaea*), Long-tailed Tit (*Aegithalos caudatus*), Chiffchaff (*Phylloscopus collybita*), Fieldfare (*Turdus pilaris*), Redstart (*Phoenicurus phoenicurus*), Wren (*Troglodytes troglodytes*), Grey-headed Woodpecker (*Picus canus*), Wryneck (*Jynx torquilla*).

To sum up, it may be stated that the breeding communities of the Szücsi

Forest are the same as those found during the earlier investigations in the turfmoors of the Hanság and in the peaty region at Ócsa or at Inárcs or at Tabdi. The demonstrable differences—quantitative as well as qualitative—derive from the much lesser extension of the forest. The sequence of importance of the subordinate species of the breeding communities, that is, the order of rank of their characterization of the type of country shows no deviations from one another in these forests, what still increases the stability of the communities. It is also manifest from the investigations that the character of the forest (the age of trees, combination of the plant species, geographical situations, its open or closed state, its richness in bushes and herbaceous undergrowth) does not alone determine its bird life, but also its soil and, a great extent its environment too. However, the environment of the Szücsi Forest and the Tabdi Forest is also related with the marshy and peaty alder-wood forests of the Hanság and the Ócsa–Inárcs region.

On the basis of my investigations conducted for one year, 44 bird species have been regularly observed, among them 30 species have bred, while the other ones were spring-autumn transitional migrants and winter visitors. The explanation of these relatively low numbers is that birds which I have seen merely flying over the investigation area (turfmoor region) or which were represented very rarely and irregularly by occasional specimens in the peaty meadows have not been included or treated here. In reality these birds are not at all connected with forests, and perhaps they do not even appear for many years or decades in the country.

Author's Address:

Dr. L. Horváth

Budapest

Baross u. 13.

H – 1088

References—Irodalom

- Balatoni Farkas, J. (1931–1934):* Az erdei szalonka fészkelése az Alföldön. *Aquila*. Vol. 38–41. 356. p.
- Balogh, J. (1953):* A zoocönológia alapjai. *Grunzüge der Zooönologie*. Budapest. 248. pp.
- Balogh, J. (1958):* Lebensgemeinschaften der Landtiere. Budapest. 560. pp.
- Dice, L. R. (1952):* Natural Communities. *Ann. Arbor*. 547. pp.
- Horváth, L. (1956):* Communities of Breeding Birds in Hungary. *Acta Zool. Hung.* Vol. 2. 319–331. p.
- Horváth, L. (1957):* Avifaunistic and Ecological Conditions of the Peat Bog Region between the Danube and the Tisza. *Acta Zool. Hung.* Vol. 3. Fasc. 4. 233–244. pp.
- Horváth, L. (1959):* A szegélycönózis elve a madarak fészkelőközösségeiben. The Principle of Marginal Coenoses in the Nidifying Communities of Birds. *Vertebr. Hung.* Vol. 1. 49–57. p.
- Horváth, L. (1970–1971):* A csévharaszi erdővidék madárvilágában bekövetkezett változások az elmúlt 30 év alatt. *Vertebr. Hung.* Vol. 12. 37–49. p.
- Horváth, L. (1973a):* A Csomád-Göd közti dombvidék madarainak ökológiai és cönológiai viszonyai. *Vertebr. Hung.* Vol. 14. 23–40. p.
- Horváth, L. (1973b):* A Tapolcai-medence madárvilágának összehasonlító cönológiai és ökológiai vizsgálata. *Vergleichende ornithologische Untersuchungen der Basaltberge in Tapolcaer Becken. Veszprém megyei Múzeumok Közleményei*. Vol. 12. 539–563. pp.
- Horváth, L. (1974):* A csévharaszi erdővidék madárvilágában bekövetkezett változások az elmúlt harminc év alatt. *Abstracta Botanica*. Vol. 2. 95–106. p.
- Horváth, L. (1978):* Az Ócsai lápégeresek madarainak fészkelőközösségei. *Communities of Breeding Birds in Alderwoods at Ócsa (near Budapest, Hungary)*. *Aquila*. Vol. 85. 77–84 p.

- Horváth, L. (1979): Communities of Breeding Birds in the Peatbog Region between the Villages Inárcs and Ócsa, near Budapest, Hungary. Az Inárcs-Ócsa közötti láprétek madarainak fészkelőközösségei. Aquila. Vol. 86. 101 – 109. p.
- Horváth, L. (1980): Communities of Breeding Birds in the Peaty Forest at Tabdi. A tabdi láperdő madarainak fészkelőközösségei. Vertebr. Hung. Vol. (in print).
- Tischler, W. (1955): Synökologie der Landtiere. Stuttgart. 404. pp.
- Vönöczky Schenk, J. (1943): Az erdei szalonka fészkelőterületei a történelmi Magyarországon. Aquila. Vol. 50. 310 – 313. p.

A kiskőrösi Szücsi-láperdő madarainak fészkelőközösségei

Dr. Horváth Lajos

Természettudományi Múzeum, Budapest

A szerző egy éven keresztül a Kiskőrös melletti és a Kiskunsági Nemzeti Parkhoz tartozó Szücsi-láperdő madarainak fészkelőközösségeit vizsgálta. Azt találta, hogy a 44 előforduló faj közül 30 fészkel itt, tehát 14 faj vagy tavaszi-őszi átvonuló, vagy téli vendég volt. A költőfajok három fészkelőközösségbe tartoztak; ezek a *Sylvia atricapilla*-, a *Luscinia sibilans*- és a *Buteo-buteo*-közösség. Most is, mint minden korábbi vizsgálat alkalmával beigazolódott, hogy nem egyedül az erdő jellege határozza meg a fészkelőmadarak faji összetételét, hanem a talajviszonyok és a közelebbi környezet is döntő befolyást gyakorol rá.

ADATOK A FEKETE GÓLYA (*CICONIA NIGRA*) VAS MEGYEI FÉSZKEZÉSÉHEZ

Csaba József

A múlt század végén a fekete gólya Vas megye területén csak átvonulóban mutatkozott. Számuk a század első felében is alig gyarapodott, és csak az 1960-as évektől szaporodik az észlelések száma. A két utolsó évtizedben költöttek is tíz község határában.

1. *Bajaháza*: 1969-ben költési időben két példány mutatkozott.

2. *Egyházashollós*: 1966-ban a Rába holtágának szélén, a tölgyfa vízrehajló ágán, 10 m magasságban költött. *Németh I.* erdész szerint már 1963–1964–1965. évben is költöttek ebben a fészekben és 3–4 fiókát neveltek (Gergye, 1967).

3. *Egyházásrádóc*: 1970. V. 2-án 1 példány megfigyelve. 1973-ban fészkelése feltételezhető volt (in litt. *Gergye I.*).

4. *Ivanc*: 1972-ben a vadőr találta meg fészkküket 2 fiókéval a Rába közeleiben.

5. *Káld*: 1960-ban fészkelve találták. 1968-ban 3 fiókát nevelt itt (*Czebe Z.* közlése). 1969-ben a 47/a sz. erdőrészletben 10–12 m magasságban, tölgyfán fészkeltek és 3 fiókát röptettek. 1971-ben ugyanebben a fészekben 4, 1972-ben 3 fiókát neveltek föl. Az erdőrész, ahol évek óta költöttek: 24 ha kiterjedésű, a faállomány kora kb. 100 év. A fafajok aránya: kocsányos tölgy 25%, cserfa 20%, gyertyán 20%, egyéb fa 5%. 1973. VIII. 19-én a fészkek nagyobb részét a földön leesve találták. 1974-től ez a pár nem költött itt.

6. *Kenéz*: 1972–1973–1974. évben Sárvár mellett, Kenéz község határában fészkelte egy pár (*Smuk A.* közlése).

7. *Kenyeri*: *Schenk Jakab Chernel Istvánra* hivatkozva közli, hogy Kenyeren fészkelte fekete gólya (*Horváth, 1963; Csaba, 1967a*).

8. *Körmend*: 1968-ban a Tilalmas-erdőben költött. A fészkek 10 m magas tölgyfára épült a Rábától 4 km távolságra levő 60 holdas erdőrészben, amelynek domináló faállománya erdei fenyő. Ebben a fészekben 1970–1971. és 1973. évben is költöttek és 3–3 fiókát röptettek.

9. *Kőszeg*: 1968-ban az Alsóerdőben 18 m magas tölgyfán fészkelte és 3 fiókát röptetett. 1969-ben ugyanezt a fészket újból elfoglalták, de fiókát nem neveltek. 1971-ben 4 fiókát röptettek itt.

10. *Mákfa*: *Kocsis Sándor* közlése szerint 1965 óta minden évben, utoljára 1979-ben költöttek itt.

11. *Nádasd*: A 45/a jelű, 27 ha nagyságú erdőrészben – amelynek 70 éves faállománya tölgy, erdeifenyő, gyertyán – 12 m magasán, tölgyfán fészkeltek 1972–1975 időközében, évente. Utolsó fészkelése 1966 (in litt. *Patona S.* kerületvezető erdész).

12. *Pornóapáti*: 1974-ben fészkeltek a volt hercegi erdőben, kb. 100 éves fák alá telepített lucfenyvesben. Fészküket 10 m magasan, tölgyfára építették. Azóta rendszeresen fészkelnek itt, 1977-ben és 1978-ban 3–3 fiókát röptettek.

13. *Vasszentmihály*: *Molnár János* szerint 1968. és 1969. évben a Felsőerdőn költött egy pár.

További adatok a korábban Vas megyéhez tartozó, jelenleg ausztriai Burgenland területéről:

1. *Rokitansky* (1964) szerint a fekete gólya Ausztriában ritka átvonuló, s csak Felső- és Alsóausztriában, valamint *Burgenland* területén költ.

2. *Németújvári (güssingi) járás*: a járás területén történt fészkelésről dátum nélkül tanúskodik a *Mitteilungen für die Österreichische Jägerschaft* (1972).

3. *Nagysároslak (Moschendorf)*: 1965–70-ig fészkel.

4. *Pónic (Punitz)*: 1971-ben költött.

5. *Orbánfalu (Urbersdorf)*: 1972-ben 3 fiókát nevelt.

6. *Strém (Strem)*: kb. 1960-tól 1972-ig rendszeresen költött egy pár (*S. Wölfer* szem. közl.).

7. *Gyepfüzes (Kohfidisch)*: szájhagyomány szerint 100 évvel ezelőtt fészkel az uradalmi erdőben (in litt. *S. Wölfer*). 1975. és 1976. évben újból fészkel a község határában (in litt. *S. Wölfer*).

8. *Üvegkuta-hosszúszeg (Glashütten b. Langeck)*: 1931–36. évben fészkel egy pár, amely legtöbbször 2–2 fiókát nevelt (*Fink*, 1958).

9. *Hosszúszeg (Langeck)*: 1946–1951. évben fészkel. Ez a pár 1947-től 1950-ig évente 3 fiókát nevelt (*Fink*, 1958).

10. *Hámortó (Hammerteich)*: 1949-ben az erdő déli részén épült egy fészek, amelyben 1949–1950–1951. évben 4–4 fióka nevelődött. 1952-ben a lerakott négy tojás nem kelt ki, de 1953-tól 1957-ig évente 3 fiókát neveltek. A fészket 1957-ben a szélvihar megsemmisítette (*Aumüller*, 1952; *Fink*, 1958).

Irodalom—References

Aumüller, St. (1952): Der Bestand an Weiss- und Schwarzstörchen in Burgenland im Jahre 1951. Burgenländische Heimatblätter. 14. Jahrg. 1952. Heft 2. 79–91. p.

Chernel I. (1898): Vas megye állatvilága. Madarak. Magyarország vármegyéi és városai. Vasvármegye. Bp. 486–492. p.

Csaba J. (1955): Ornithofaunisztikai adatok Csákánydoroszlóból. Aquila. LIX–LXII. 1952–1955. 59–62. p.

Csaba J. (1959): Újabb madártani adatok Vas megyéből. Aquila. LXV. 1958. 304–306. p.

Csaba J. (1964): Madártani jegyzetek Vas megyéből. Aquila. LXIX–LXX. 1962–1963. 263–264. p.

Csaba J. (1966): Daru és fekete gólya előfordulása Vas megyében. Aquila. LXXI–LXXII. 1964–1965. 288. p.

Csaba J. (1967a): Madártani adatok Chernel István naplójából. Aquila. LXXIII–LXXIV. 1966–1967. 171–174. p.

Csaba J. (1967b): A nagy kócsag és fekete gólya újabb előfordulása Vas megyében. Aquila. LXXIII–LXXIV. 1966–1967. 175. p.

Csaba J. (1974): Adatok Vas megyéből. Aquila. LXXVIII–LXXIX. 1971–1972. 233–234. p.

Fink, A. (1958): Die Umgebung von Lockenhaus (Mittelburgenland), die Heimat des Schwarzstörches (*Ciconia nigra*). Natur und Land. 44. Jahrg. 1958. 3. Heft. 37. p.

Gergyé I. (1967): *Ciconia nigra* fészkelése Vas megyében. Aquila. LXXIII–LXXIV. 1966–1967. 175. p.

Horváth E. (1963): Adatok Chernel István életrajzához. Savaria. 1963. I. köt. 57–82. p.

Kozma (1978): Döröske. Vas Népe. 1978. VII. 16.

Mitteilungen für die Österreichische Jägerschaft (1972): Beilage für Österreichische Jagtzeitschrift St. Hubertus. 1972. XI. mon. No. 2.
Rokitansky, G. (1964): Aves. Catalogus Faunae Austriae. Teil XXIb. 62 p.
Schenk J. (é. n.): Új magyar Brehm. Állatok világa. Madarak (X). III. kötet. 418 p.
Wölfer, S. (1971): Irrgäste. Österreich Weidwerk. 1971. 6. Heft. 270–273. p.

Data on the nesting of black stork (*Ciconia nigra*) in county Vas

J. Csaba

Data on the nesting in county Vas of the black stork are summed up, completed with known nestings in the neighbouring Burgenland belonging to Austria.

Author's Address:
Csaba József
Csákánydoroszló
H – 9919

ETOLÓGIAI VIZSGÁLATOK MÁTRAÍ CSÁSZÁRMADÁR- (TETRASTES BONASIA) POPULÁCIÓKON

Czajlik Péter

Hazánk utolsó fajdféléjével, a császármadárral az utolsó évtizedekig tudományos irodalom szinte egyáltalán nem foglalkozott hazai viszonylatban, csupán tudományos igényt nélkülöző vadászati leírások láttak napvilágot a fajról. Magyarországon először *Vertse* (1935–38.) kezdett foglalkozni a császármadárral tudományos igénnyel, munkássága azonban jórészt csak a hazai elterjedés tisztázására terjedt ki. A madár életmódjáról *Vásárhelyi István* végzett megfigyeléseket szabadon élő és zárt téren felnevelt példányokon, de megfigyelései nem voltak rendszeresek, és közlésükre sem került sor.

1975-ben a Mátra Múzeum kutatásaihoz kezdtük rendszeres munkánkat a faj hazai életmódviszonyainak megismerésére.

A kutatás célja egyetlen fajdfélének állományának védelme, az állomány természetes növekedésének elősegítése, az eredményes mesterséges szaporítási módszerek kimunkálása.

Kutatásainkat a császármadár Északi-középhegységen való elterjedésének, valamint élőhelyének ökológiai vizsgálataival kezdtük, amelyek eredményeiről előző dolgozatomban számoltam be. (*Czajlik*, 1979.)

Az elmúlt két év munkájának fontosabb, konkrét céljai a következők voltak:

1. a továbbhaladás érdekében szükségessé vált a Csörgővölgyben található 1. sz. biotópban (mint fő kutatási területen) további megfigyelés végzése, és így mind több adat gyűjtése a császármadár etogramjához (főképpen ezt szolgálta mindkét év nyarán 3–3 hetes kutatótábor);

2. az 1976–77-es koncentrált kutatási területeken (1–2. sz. biotóp) kívüli megfigyelések szerint a Mátrában a császármadár-biotópok két fő típusa található, amelyekben elég nagy gyakorisággal fordul elő a madár. Indokolt volt tehát a következő két év kutatásait ezekre is kiterjeszteni:

a) a patak menti égeresek és a hozzájuk csatlakozó térségek (részletes leírásukat az előbb idézett dolgozatban az 1. sz. biotóp ismertetése során adtuk közre);

b) a gerincek térsége, kőgörgetegeseivel, sziklaerdeivel, valamint az északi oldalról csatlakozó páfrányos bükköseivel.

A b) típusú biotóp jellemző példája a Galyatetőtől K-re található Mogyóros-órom. 1978 tavaszától e terület rendszeres vizsgálatát felvettük kutatási programunkba. A terület terepadottságai lehetővé tették, hogy a császármadár térbeli mozgását a biotópon belül évszakonként is vizsgáljuk. A Mogyóros-órom a 3. sz. biotóp elnevezést kapta.

Munkamódszerek

Az 1. sz. biotópban a császármadár térbeli tartózkodásából adatokat kívántunk nyerni a madár által hasznosított részterületekről. Ehhez legeelszerűbbnek tartottuk az egész vizsgált terület völgyisékségben történt, lassú, vonalas hajtását, amelyet egymástól 20–25 m-es távolságot tartva végeztünk.

Az 1. sz. biotópban mindkét évben végeztünk megfigyeléseket; kihelyezett lessátrakban is. Ez a módszer a reggeli és az esti területi ének időpontjára, valamint a többi madár aktivitásával kapcsolatos megfigyelésekre adott értékelhető eredményeket.

Az összes területen leggyakoribb módszerünk a cserkészés volt. Vagy egyedül, vagy egy-két kísérővel kint tartózkodtam a vizsgált térségben, miközben madár-, emlős- és rovarmegfigyeléseket végeztünk, valamint állományfelvételeket, növényi- és állatgyakoriság-vizsgálatokat is a biotóp alaposabb megismerése céljából.

A 3. sz. biotópban csak alkalmanként, a két év alatt mindössze háromszor végeztünk hajtást. Itt kezdtük el a közvetett jelek felkutatását, és azokon keresztül közelítettünk a császármadár rejtettebb életmegnyilvánulásaihoz.

Ürülékgyűjtéssel 1979. januárjában kezdtünk el foglalkozni. Ez a tevékenység mindinkább hangsúlyos lett. A módszert 1979 nyaratól az 1. sz. biotópban is alkalmaztuk. Az ürülék kezdeti makro- és mikroszkópos vizsgálatát a beszáradt ürülék szétáztatásával és alkotóelemekre bontásával, továbbá ezek meghatározásával végezzük.

Császármadár-megfigyelések az 1. sz. biotópban

1978

1. V. 28. 12^h30': az alsó erdei út végén egy császármadárkakas a földről a fiatalosba szállt.

2. VII. 16. 17^h20': egy császármadártyúk a híd után a patakpartról, a földről az alsó út alá a hegyoldalba repült (vedlett, 1 db 10. kézevező toll belülről).

3. VII. 20. 17^h: egy kakas a kút alatt a hegyoldalban a földön.

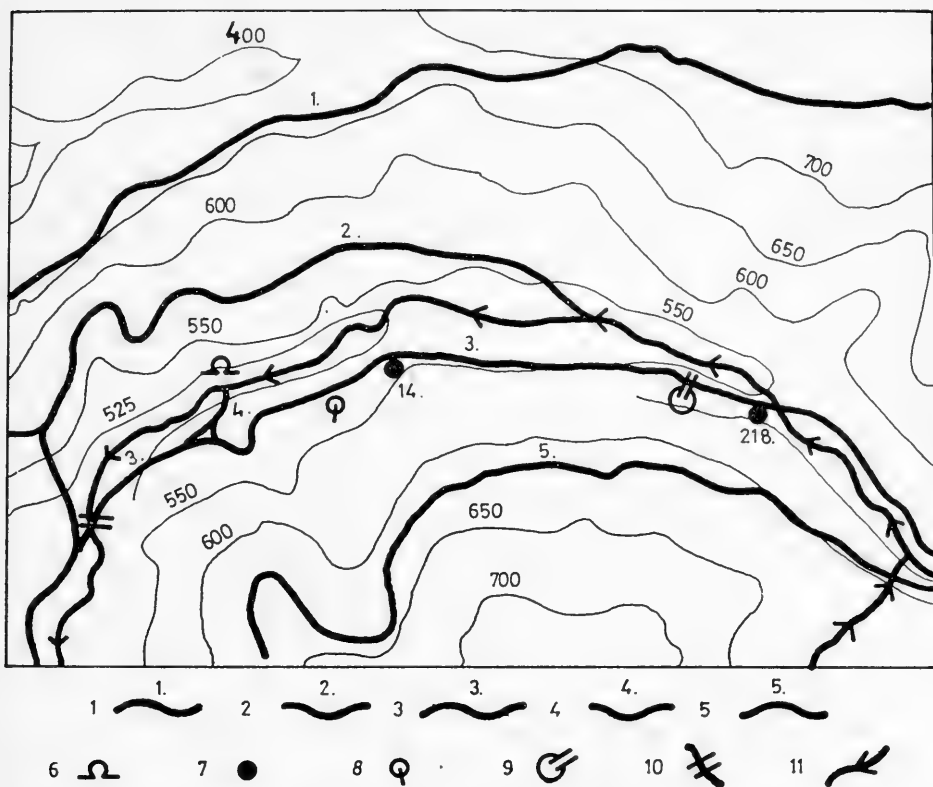
4. VII. 30. 8^h20': egy császármadár az útmenti égerbokrokból, a földről a fiatalosba, fára szállt fel.

5. VIII. 1. 10^h: a híd mellett csalános (*Urtica dioica*), málnás (*Rubus idaeus*) részből, a földről két csirke először egy közeli ágra, majd a patakon keresztül az alsó út irányába repült (kb. kéthónaposak, farkuk még nincs teljesen ki-fejlődve).

6. VIII. 1. 18^h: egy tyúk (aludt) észlelési helye és elrepülésének iránya az 5. megfigyeléssel azonos.

7. VIII. 2. 14^h05': az alsó úton a kidőlt fától 100 m-re K-re egy burrogó elrepülés, majd ezt követően 15 m-rel távolabb egy madár a földről, az úttal párhuzamosan a szurdokerdőbe szállt.

8. VIII. 2. 15^h30': közvetlenül a Gyula-barlangnál, a sziklafal tövében avarzörgést tapasztaltunk. Közelebb lépve 5 db kéthónapos császármadár-csibe nyílegyenesen fölfelé a sziklafal előtt, a barlang feletti véderdőbe repült. A velük levő tyúk szárnyszegést színelve a patak folyásának irányába



5. ábra. I. biotóp domborzati térképe

Jelmagyarázat: 1. turistaút gerincen, 2. turistaút a déli oldalon, 3. alsó erdei út, 4. Gyula-barlang bekötőút, 5. felső erdei út, 6. Gyula-barlang, 7. 14-es taghatárcölöp, 8. foglalt kút, 9. kidőlt fa, 10. híd, 11. patak.

Figure 5. Relief map of biotop I.

Legends: 1. tourist road on ridge, 2. tourist road on southern side, 3. lower forest road, 4. approach road to cave Gyula, 5. upper forest road, 6. cave Gyula, 7. plot boundary pile no. 14., 8. well, 9. uprooted tree, 10. bridge, 11. brook

20 m-t repült, majd egy fatuskóra ült, a vizen túl. Ismét 20 m-t „csalt” tovább, és újra egy kőre ült. Miután úgy „vélte”, hogy elég messze kerültünk fiókáitól, egyenes repüléssel eltűnt a patakfordulóban levő sziklahasadékban.

9. VIII. 3. 15^h: egy madár a híd feletti, patak menti égeresből felfelé a bükösbe szállt.

10. VIII. 4. 5^h10' és 5^h30': a lessátorból hallottam a baranglejáró és a patak találkozásánál 3 strófás territoriális éneket. A hang mindkét esetben ugyanabból az irányból, a barlang feletti véderdőtől jött.

Hajtás: VIII. 4-én 5^h-tól NY – K irányban.

11. 5^h55': a turistaút és a patak találkozásánál 3 db császármadár: 2 db kb. kéthónapos csibe és egy kifejlett tyúk.

12. 6^h10': az alsó úton a kidőlt fától 150 m-re K-re 2 db kb. kéthónapos csirke egymás után repült fel a földről, és a folyás irányában a patak fölött a szurdokerdő koronaszintjében tűntek el.

13. 7^h45': a hajtásból visszatérve, a barlanglejárónál egy kakas a földről, a patakkal párhuzamosan a szurdokerdőbe repült.

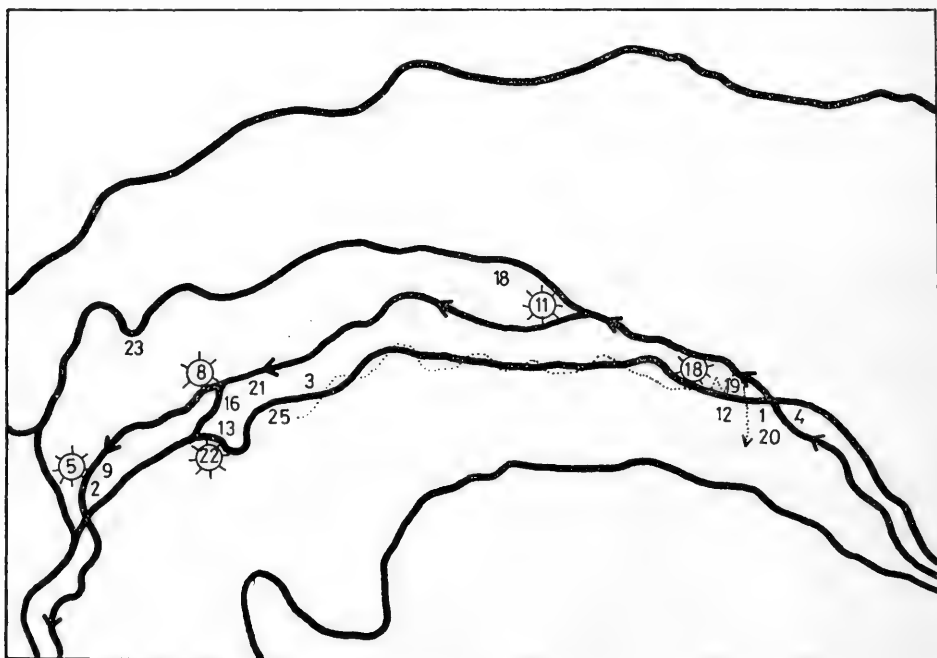
14. VIII. 4. 17^h45': egy kakas a földről repült fel közvetlenül a barlanglejáró és a patak találkozásánál. A madár az úttól mintegy 10 m-re, a kidőlt fa mellé szállt le a földre. Utána menve, a madár a leszállási helytől 10 m-re rebtent fel úgy, hogy én tőle 1 m távolságban mintegy 8 m-rel haladtam túl rajta. Elrepülési iránya: egyenesen át a déli oldalba.

15. VIII. 4. 18^h45': a pataknál már szürkület, a lessátorból tisztán hallani a császármadár 3 strófás territoriális énekét.

Hajtás: VIII. 5-én 5^h30'-tól Ny – K-i irányban, a terület teljes szélességében.

16. 5^h50': egy kakas a barlanglejáró közepéről, a földről, az aljnövényzetből K-i irányba, a patakkal párhuzamosan 30 m-t repült, itt földre szállt, majd a leszállóhelytől 10 m-re ismét szárnyra kapott, és az alsó út kanyarulata alatti sűrű fiatalosban eltűnt.

17. 6^h10': az alsó út K-i végétől 200 m-re visszafelé (tőlem 50 m-re) 3 császármadár repült fel az útról, a 60 cm-es erdei nebáncsvirágból (*Impatiens*



1 1. 2... 5.; 2  ; 3 25..... ↗ ;

6. ábra. 1978. évi császármadár-megfigyelések térbeli elhelyezkedése az I. sz. biotópban
Jelmagyarázat: 1. császármadár-észlelések helyei, 2. császármadártyúk csirkékkel, 3. X. 15-i megfigyelés útvonala

Legends: 1. places of hazel-hen observations, 2. hazel-hen hen with chicks, 3. road of observation on 15th October

noli-tangere), majd az út melletti újulatban a földre szálltak. Repülésük a szokottnál nehezkesebb volt az átlagosnál erősebb harmat miatt. Leszállás után az egyik (felnőtt tyúk) takarás nélkül elszaladt a földön K-i irányba, kettő viszont (rövid farkú csirkék) visszafelé repült a bükkös irányában (Ny felé).

18. 6^h15': a turistaúton egy kakas a földről, a D-i oldalból a patak felé repült el.

19. 6^h20': az alsó út K-i végén, az út alatti fiatalos foltból az úton át a fiatalos állomány szélébe repült egy császármadár.

20. 6^h40': visszafelé haladva a fiatalos állományt É – D-i irányba is meghajtottuk. A 6^h20'-kor odarepült madarat ugyanazon ágon találtuk.

21. 7^h20': a Gyula-barlang lejárójánál az alsó úton haladtunk el a korábbi órában látott kakas mellett, amelyet csak 30 m-rel túlhaladva rajta észleltünk, amikor lapulásából felröppent.

Hajtás: VIII. 6-án 5^h30'-tól Ny – K-i irányban, a terület teljes szélességében.

22. 5^h50': 3 császármadár a Gyula-barlang lejárója utáni fiatalos folt szélén, kettő felrepült a páfrányos (*Dryopteris filix-mas*) bükkösbe, egy K-i irányba előre, egy másik a fiatalos foltba.

23. 5^h50': egy kakas a D-i oldalon, a sziklaerdő alatti sziklafüves folt alsó részéről a földről K-i irányba a sziklaerdőbe szállt.

24. 6^h10': egy kakas a 17. észlelési pontban az erdei nebáncsvirágból (*Impatiens noli-tangere*) az út feletti második koronaszintet alkotó fiatalos alá repült el.

Hajtás: X. 15-én 11^h50'-tól, Ny – K-i irányban, az alsó út szélességében.

25. 12^h50': a barlanglejáró után 100 m-re, az útról a földről egy császármadártyúk repült el a kút irányába. A kúttól 20 m-re földre szállt le.

Tovább figyeltük: 12^h15'-kor a földről K-i irányba felszállt egy 3 m magas ágra. Itt egészen közelbe bevárta a hajtást, majd 100 m-t előrerepült az úttal párhuzamosan, és ismét a földre szállt, az úton 20 m-t a földön szaladt tovább, innen újra az út felett repülve haladt tovább, majd egy gyors irányváltoztatással az útszéli fiatalos foltba, a földre érkezett. Újra 10 m-re várta be a hajtást, majd az újulatból ismét visszatért az út fölé, az út mentén repült tovább, és az út K-i végén a fiatalosban eltűnt. Minden felszállás után nőtt a repülési távolság, a madár által megtett út együttes hossza 1200 m.

1979

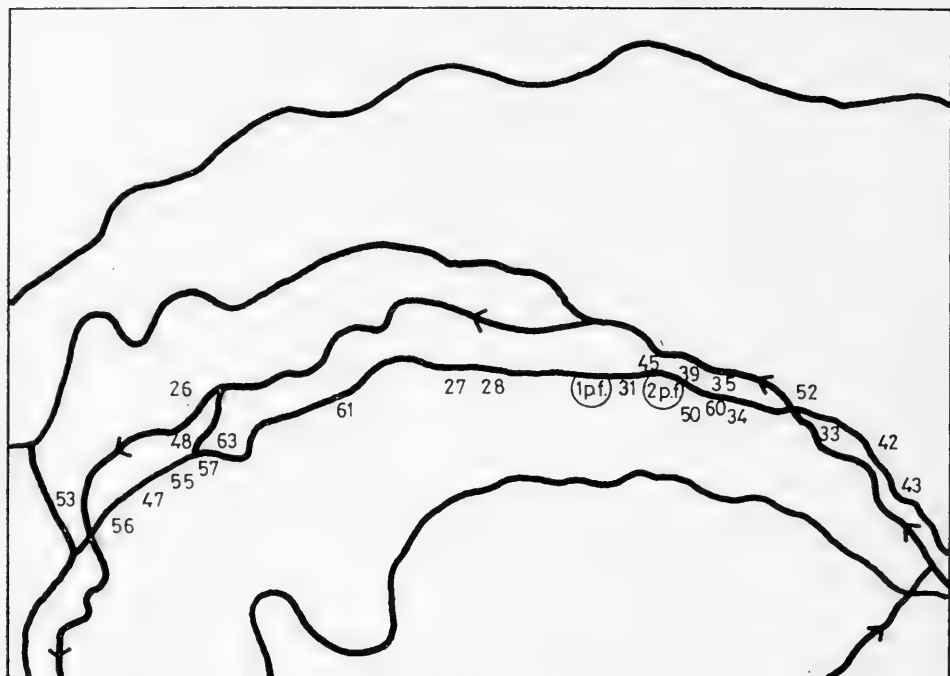
26. VII. 24. 18^h40': a Gyula-barlangtól 20 – 30 m-re, a D-i oldalban egy császármadár burrogó elrepülése volt hallható.

Hajtás: VII. 25-én 5^h10'-tól Ny – K-i irányban történt.

27. 6^h: a 14. taghatártól mintegy 100 m-re K-re, az út egy napsütötte foltjáról, a földről repült fel egy madár.

28. 6^h10': az előző (27.) észlelési ponttól 30 m-re, az út szélén levő sűrűből repült ki – feltehetően – ugyanaz a madár.

29. VII. 25. 10^h: a 27. észlelési pontról, az úton található aljnövényzetből egy császármadár repült föl, majd vitorlázva szállt le a patak irányába.



7. ábra. Az 1979. évi megfigyelések térbeli elhelyezkedése az I. biotópban
 Figure 7. Spatial location of observations in biotope no 1. 1979

30. 7^h40': megtaláltam az 1. sz. porfördőt, amely az út hegy felőli oldalán, az út szintjétől kb. 140 cm-re, az útpadka magasságában volt. A porfördőtől 2 m-re egy idős bükkfa, a legalsó ága mintegy ernyő fedi a porfördőt kb. 2 m-ig ráhajolva. A porfördő körül az utat végig bükkújulat követi (2–3 cm mellmagassági átmérővel). Sok hajtás végén a csúcsrügyek le voltak csípve. A porfördőtől kb. 5 m-re, az út felső oldalán egy fürtös bodzabokor (*Sambucus racemosa*) tele érett terméssel. A bokor alatt, az úton lecsípett, elpottyantott termések.

A porfördőben egy vállfedőtollat, egy fióktollas pihetollat és az aznapi ürüleket találtam.

A porfördőt az állomány felől a bükkújulat teljesen takarta, a porfördőről viszont kiváló kilátás nyílt az útra, így a porfördőző madár rejtve volt, ugyanakkor az úton minden közlekedőt messziről megláthatott.

31. VII. 26. 11^h40': az útról figyeltünk meg egy császármadarthyúkot az 1. sz. porfördőtől kb. 20 m-re K felé, az úttól kb. 6 m-re. Először a vastag bükkfák törzsei mögött feltartott farokkal lassan bújva, majd gyorsan futva távolodott, 10–15 m-es futás után felrepült és a páfrányos bükkös koronaszintjében eltűnt.

32. VII. 27. 13^h10': az 1. sz. porfördőtől mintegy 350 m-re, ismét az idős állomány alatti újulat védelme alatt láttam meg – feltehetően – ugyanazt a tyúkot (31. észlelés). Nem vett észre. Az úttól a gerinc felé kb. 15 m-re felemelt fejjel, felemelt farokkal izgatottan, gyors lépésekkel mozgott az úttal

párhuzamosan. Előttem, az útkanyarnál levő dombocska mögött tűnt el. Azért vehettem észre, mert mozgásával az avarban halk, roppanásszerű zajt okozott.

33. VII. 27. 18^h26': az alsó út végénél levő patak menti ligetes, cserjés erdőréssz azon pontján, ahol a fiatalos a patakkal találkozik, egy 20–30 m² területű, 30–50 cm magas aljnövényzetű (főleg *Impatiens noli-tangere*) tisztastról egy császármadár 5–6 m-t futott a felső út irányába. Amikor észrevett bennünket, szárnyra kapott, repült 25–30 m-t, majd a nudum fiatalosban, az avarban futott tovább.

34. VII. 28. 12^h40': az alsó úton, az út felett, az út szélét szegélyező újulatból egy tyúk burrogva repült le az útra, majd 15 m után gyors irányváltással levágott a patak völgy irányába (50 m-re a kidőlt fától).

35. VII. 28. 12^h45': a kidőlt fától 30 m-rel, a kanyarban az út fölött átrepült egy császármadártyúk a fiatalosból a patak menti égeresbe.

36–37. VII. 29. 7^h30': a 34–35-ös megfigyelésekhez hasonló észlelések a kidőlt fa előtt és után.

38. VII. 30. hajnali megfigyelés: a császármadár napi etogramjának összeállításához, valamint a főkutatási területen élő többi madárhoz való viszonyítás érdekében madárhang-megfigyelést végeztünk. Azt vizsgáltuk, hogy az egyes fajok mikor kezdik reggeli éneküket (hajnali akusztikus revierjelölésüket), a következő adatokat kaptuk:

- 3^h30': ökörszem (*Troglodytes troglodytes*),
- 3^h40': csuszka (*Sitta europaea*),
- 3^h47': vörösbegy (*Erithacus rubecula*),
- 3^h51': sisergő füzike (*Phylloscopus sibilatrix*),
- 3^h50'–3-55': fekete rigó (*Turdus merula*),
- 3^h54': énekes rigó (*Turdus philomelos*),
- 3^h56': erdei pacsirta (*Lullula arborea*),
- 4^h25': széncinege (*Parus major*),
- 4^h55': szajkó (*Garrulus glandarius*),
- 4^h57': darázsölyv (*Pernis apivorus*),
- 5^h10': császármadár (*Tetrastes bonasia*),
- 5^h30': császármadár (*Tetrastes bonasia*).

A császármadár mindkét esetben a 3strófás énekét kétszer, háromszor ismételte.

A hajnali megfigyelés helyét a Gyula-barlanghoz vezető út végén, a patak menti égeresben jelöltük ki. Itt a jellegzetes, több szintű állomány szomszédságában egy tisztás helyezkedik el, ezért a fényviszonyok a császármadár biotópok átlagának felelnek meg, így bizonyos általánosításokra adnak lehetőséget. Napfelkelte: 4^h18'.

39. VII. 30. 6^h45': a kidőlt fák koronájából az út alatt kb. 3 m-ről egy császármadárkakas repült fel, az úttal párhuzamosan velünk szemben haladt tovább, az alsó út végén található öreg gyertyánfák alatti újulat sűrűjében tűnt el.

40. VII. 30.: a madár ismét használta az 1. sz. porfürdőt, ahol 3 db váll fedőtollat, 4 db hastáji fióktollas pihetollat és egy majdnem fekete alapszínezetű (a VII. 25-i észlelésnél sötétebb) ürülékét találtam. Jellemző, hogy az ürülék helyeztetése a VII. 25-ivel azonos volt: a porfürdőnek a sűrű fiatalos felé eső oldalán.

41. VIII. 4. hajnali megfigyelés: a VII 30-éhoz hasonlóan, az azonos helyen

álló lessátorból 3^h30' és 7^h30' között a madarak táplálékkeresésével járó mozgását figyeltük meg. Napos idő volt enyhe légmozgással. Napkelte: 4^h24'.

- 3^h50': fekete rigó (*Turdus merula*),
- 3^h52': barátposzáta (*Sylvia atricapilla*),
- 3^h55': ökörszem (*Troglodytes troglodytes*),
- 4^h00': őrvös légykapó (*Ficedula albicollis*),
- 4^h10': közép tarkaharkály (*Dendrocopus medius*),
sisergő füzike (*Phylloscopus sybilatrix*),
csuszka (*Sitta europaea*),
énekes rigó (*Turdus philomelos*),
széncinege (*Parus major*),
- 5^h55': császármadár (*Tetrastes bonasia*).

Hajtás: VIII. 4-én 5^h10'-tól, Ny – K-i irányban, a turistaút és az alsó út közötti területen. Napsütéses, kissé párás idő. 5^h45'-kor az alsó úton napsütéses foltok.

42. 5^h55': a 218-as cölöptől 180 – 200 m-re ligetes, cserjés területen közvetlenül az út fölé hajlik egy rekettyefűz (*Salix caprea*), körülötte kb. 60 cm magas csalán (*Urtica dioica*). Egy császármadárkakas az útra kihajló ágról lerepült a csalános mögött található mogyoróval, vadkörtevel elegyes égerfiatalos sűrűjébe. Éjszakázóhely.

43. 5^h57': a 40-es észlelési ponttól 20 m-re (az úttól kb. 10 – 12 m-re) a sűrű szedres, málnás, mogyorós, füzes, égeres fiatalos-cserjésben áll egy lábon száradt (kb. 40 éves) fehér törzsű vadkörtefa. Kérge már majdnem teljesen lehullott. Az egyik 4 m magasan levő ágán ült egy császármadártyúk. Közeledtünk a 218-as cölöp irányába (tehát a mi haladási irányunkkal szembe), az alsó út végén található fiatalos felé repült el. Éjszakázó hely.

44. VIII. 4. 10^h30': az 1. sz. porfördőtől mintegy 150 m-re az útkanyarulatnál megtaláltam a 2. sz. porfördőt. A tollak helyzetéből és a benne talált ürülékek szilárdságából arra lehetett következtetni, hogy a madár nemrégén hagyta el a porfördőt. A porfördő az út hegy felőli padkáján, az út szintjétől kb. 130 cm-re helyezkedett el. Helyzete csupán annyiban különbözött az 1. sz. porfördőtől, hogy nem idősebb fa tövénél volt. A páfrányos bükkös felé – kb. 6 – 8 m-es sávban – sűrű, 2 – 4 cm mellmagassági átmérőjű, termézetes bükkújulat takarta, amely feltehetően az útkanyarulat adta fényviszonyok folytán fejlődött így. A porfördőről kb. ugyanolyan kilátás nyílt az útra, mint az 1. sz. esetében. A porfördőben egy nagyobb és két vékonyabb császármadár-ürüléket találtam, amelyeken a jellegzetes húgysavbevonat is megvolt. Színük fekete. A nagyobb, majdnem gömb alakú ürülék a madár vakbélürüléke. A porfördőben egy 7 cm hosszú, bal szárnyból származó 10. karevező tollat, egy 4 cm hosszú válltollat és két fióktollas alsó, farok fedőtollat találtunk.

45. VIII. 3. 12^h30': szemben a porfördővel, az út túlsó oldalán levő, sűrű fiatalosban megtaláltuk a tyúk jobb szárnyából származó (belülről) 8. kézevező tollat. A toll állapotából és az avaron való helyzetéből ítélve aznap délután eredménye.

46. VIII. 5. 11^h: a 2. sz. porfördő ellenőrzésekor – az előző napival majdnem azonos helyen – a bal szárnyból származó (belülről) 9. kézevező tollat,

mellette kb. 50 cm-re egy fióktollas pihetollat találtunk. A tollak helyzete és állapota arra vallott, hogy maximum egy órával azelőtt hullhattak ki. *Gajdar* által leírt kormeghatározási módszer (1974) figyelembevételével a 9. kézevező idősebb madártól származott. A tollon 5 élesen elkülönülő világos sáv és egy kb. 4 cm hosszú, több sáv összemosódásából álló, nagyobb folt volt található. Ismereteim és eddigi tapasztalataim alapján 3–4 éves lehetett a madár.

47. VIII. 5. 12^h40': a 2. sz. porfűrdő ellenőrzéséről visszafelé haladva, a Gyula-barlanghoz vezető út után, a lejárótól a második csalános részből egy császármadárkakas repült föl és haladási irányunkkal szemben, egy 20 m-re levő fiatalabb bükkfa ágára szállt kb. 3 m magasságban. Követve a madarat, először egy tyúkot pillantottunk meg, amely 4 m magas napos ágról repült fel, továbbhaladt az úttal párhuzamosan koronamagasságban, majd hirtelen irányt változtatva elrepült az út felett, és a lejjebb levő szurdokerdő koronaszintjében tűnt el (az ágon, ahol megzavartuk – feltehetően – a táplálkozás után emésztett). A korábban meglátott kakas viszont mindaddig a fán ülve maradt, míg a közeledőkkel kölcsönösen meg nem látták egymást. Ekkor 15–20 gyors szárnyecsapás után, keresztül az úton, a barlanghoz vezető ösvény vonalában elvitorlázott.

48. VIII. 5. 12^h50': a kakas felszállásával egy időben mind a négyen megbújtunk egy-egy vastagabb fa mögött, mintegy 10 percet vártunk. Ezután óvatosan, a barlanghoz vezető úttól jobbra és balra elhelyezkedve, egymástól 10-10 m-re, lassan elindultunk a barlang irányába. A kakast az alsó úttól mintegy 40, a barlanghoz vezető úttól 3 m-re pillantottuk meg egy kis tisztáson, egy kidőlt fa mögött. Egészen közel bevárt bennünket, majd nagy burrogással elrepült, de megint 15–20 szárnyecsapás után vitorlázva ismét leszállt a Gyula-barlang melletti tisztáson. Mikor utánasiettünk, már sokkal hamarabb felkelt, mint az előzőekben, s eltűnt a szurdokerdő koronaszintjében. Egy alkalommal sem szállt 50 m-nél messzebb.

Hajtás: VIII. 6-án 6^h-tól 10 fővel, Ny–K-i irányban a vizsgált terület teljes szélességében.

49. 6^h18': egy kakas a 48. megfigyelés észlelési pontjának magasságában, az út és a patak közötti területéből repült fel a patakon át a D-i kitettségű oldalba. A koronaszintben tűnt el.

50. 6^h30': a 2. sz. porfűrdőtől 20 m-re K-re az alsó úton a 60 cm-es sűrű erdei nebáncsvirág (*Impatiens noli-tangere*) egyik napsütötte foltjáról, tőlem 5 m távolságra röppent fel, majd leszállt az út alá a kidőlt fa koronájába, az avarba.

Hajtás: visszafelé K–Ny-i irányban ugyanekkor.

51. 6^h52': a kidőlt fánál az útról (tehát az 50. észlelés-leszállóhelyétől kb. 6 m-re) közvetlenül a lábunk előtt szállt fel egy kakas és K-i irányba repült. A patak és az út alatti sűrűben – amelyben a magányos gyertyánfák állnak – kb. 25 m-es repülés után leszállt az avarra, majd gyors futással eltűnt.

52. 6^h55': az alsó út K-i végénél levő idős gyertyánfák alatt 1 db bal szárnyból származó 2. kézevező tollat találtunk.

53. 7^h28': az út Ny-i végénél levő hídnál, a patak túlsó oldalán a kőomlás alatt 60 cm magas csalános területből egy császármadárkakas szállt fel, és K-i irányban, a patak felett a koronaszint alatt repült el.

54. VIII. 6. 14^h24': a kidőlt fától K-re, kb. 40 m-re egy tyúk rebbent fel, és a patak felé a gyertyánfák irányába repült el.

55. VIII. 6. 14^h30': a barlangi lejárótól 50 m-re Ny-ra a második tisztás széléről ismét egy kakas szállt fel, majd vitorlázva ereszkedett le a patak menti szurdokerdőben.

56. VIII. 6. 17^h30': az alsó út Ny-i végétől mintegy 60 m-re egy madár az útról repült el ferdén lefelé Ny-i irányban.

57–58. VIII. 7. 10^h25'–10^h30': a Gyula-barlang lejárója előtt levő családosnál egy fiatalos foltnál ült egy császármadár. Előttünk kb. 10 m-nyire rebbent fel az út fölé és a fiatalos túlsó oldalán ült le ismét.

59. 11^h–17^h-ig cserkészünk az alsó úton oda-vissza. 10^h50'-tól 16^h-ig erősen borult, párás, vihar előtti idő volt, semmiféle császármadár észlelésre nem került sor, a térségben élő többi madárfaj aktivitása is szemlátomást gyér volt, csupán a cinkék mozogtak.

60. VIII. 7. 17^h35': a kidőlt fáknál, közvetlen közlől a 60 cm-es *Impatiens*-ből egy kakas repült fel és tűnt el az öreg gyertyánfák közt, az út és a patak között. Az elrepülés távolsága kb. 50 m.

61. VIII. 8. 10^h52': egy császármadárkakas az útbeavágás szélén levő idős bükkfa alatt ült. Az út szintjétől kb. 140 cm magasán. Szemlátomást napozott. Amikor észrevett bennünket, összerezzent, majd gyors léptekkel a fa törzse mögé bújt, és onnan felborzolt tollakkal ki-ki pillantott. Egyik társam óvatosan megpróbált utána mászni, de amikor feje felbukkant az útbeavágás felett, a madár hirtelen, burrogva felrepült, és Ny-i irányban, az útmenti természetes újulat sűrűjében eltűnt.

62. VIII. 8. 11^h: 2 db. alsó farok fedőtollat találtunk az 52. észlelési pontban.

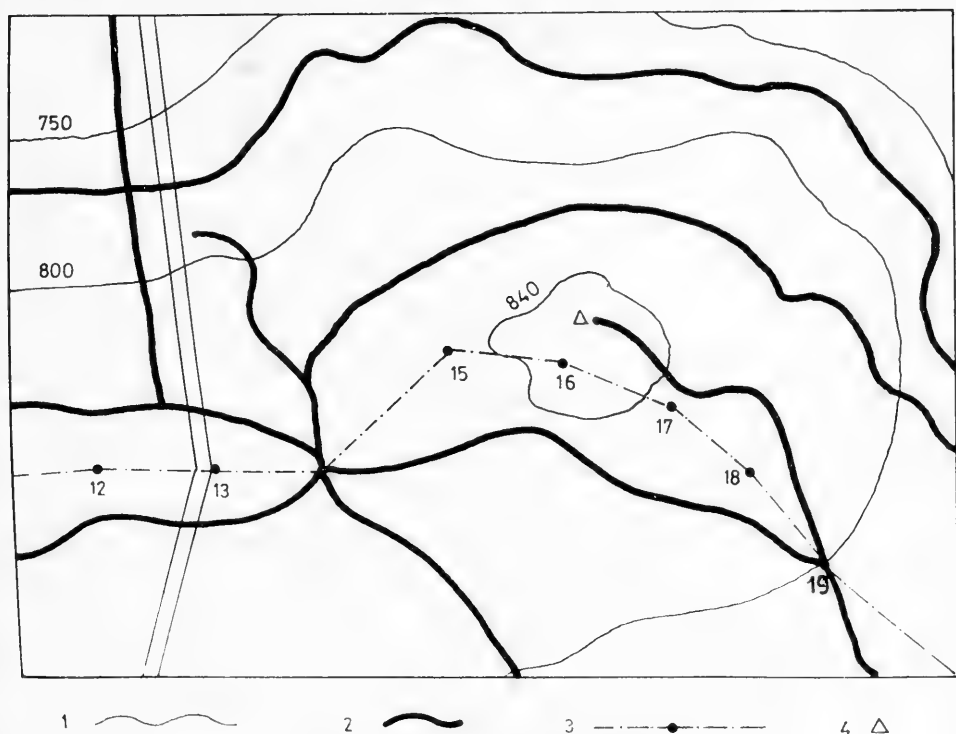
63. VIII. 8. 17^h55': egy császármadárkakas a Gyula-barlanghoz vezető út elágazásánál, az erdei nebáncsvirág (*Impatiens noli-tangere*) sűrűjéből a lábunk elöl repült fel, és a hegyoldal felé, a két kis tisztás között fekvő fiatalosban a földre szállt, majd magasra tartott farokkal elszaladt, a sűrűben szem elöl vesztettem.

Császármadár-megfigyelések a 3. sz. biotópban

A terület jellemzése

A vizsgált biotóp területe a Galya-tetőtől 1 km-re keletre emelkedő Mogyorós-orom (843 m tszf.) gerince, északi és déli oldala (8. ábra).

Az egész térség felszáraz üde, nedves bükk-termőhely, eredeti növénytakarója őshonos, egybefüggő bükkös volt. Jelenleg ennek helyén gazdasági erdők találhatók. Az erdőalakok térbeli elhelyezkedését a 9. ábra térképvázlata mutatja. A császármadár szempontjából lényeges bükkös területek (9. ábra, 4–5. jelölés) természetes felújulásból származnak, a természeteshez közel azonos növénytakaróval (főképpen *Dryopteris filix-mas* – *Asperula odorata* – *Fagetum nudum*). Külön említést érdemel a 30–40 éves vörösfenyő-elegyes lucos (20 éves bükkújulattal) strukturális felépítése (9. ábra, 1. jelölés). A hegy-csúcs körüli területek a sziklakibúvások következtében 50%-os záródásúak, mivel csupán az őshonos cserjék verődnek fel, ezzel gazdag bogyótáplálékot biztosítanak a császármadárnak.



8. ábra. A 3. sz. biotóp domborzati fekvése

Jelmagyarázat: 1. rétegvonal, 2. erdőgazdasági földút, 3. gerincvonal erdőgazdasági taghatárcölöppel, 4. háromszögelési pont

Figure 8. Configuration of terrain in biotop no. 3.

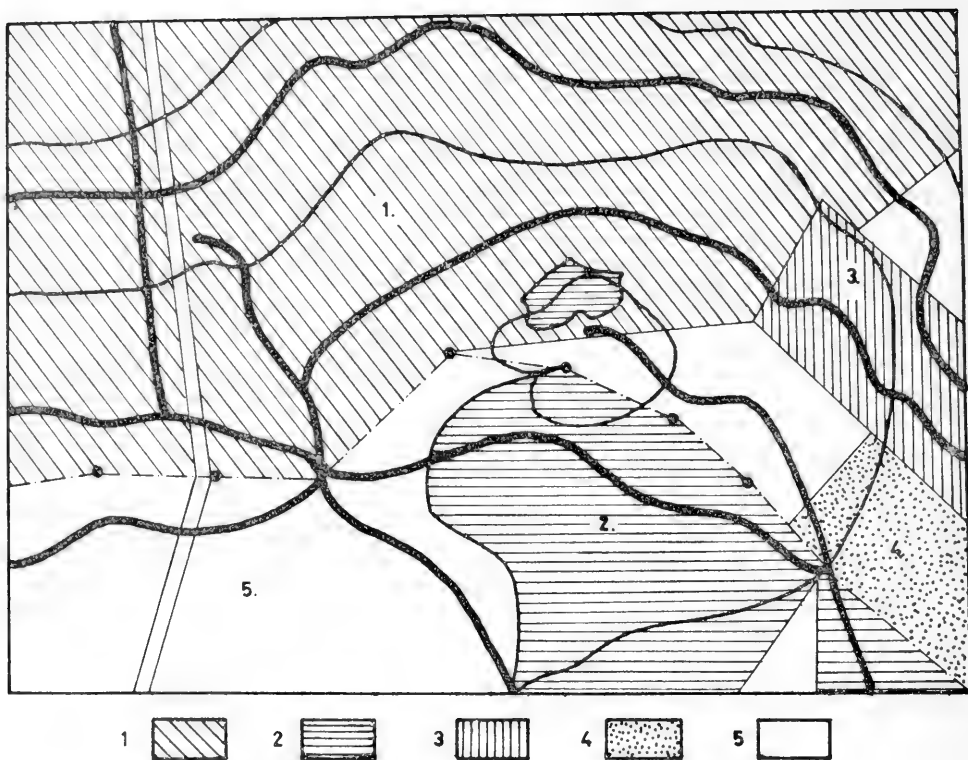
Legends: 1. contour line, 2. forestry earth road, 3. ridge line with forestry plot boundary pile, 4. triangulation point

A biotóp növénytakarójának jellemzésére szintenként, rendszertani sorrendben sorolom fel azokat a növényeket, amelyek vagy elterjedésüket tekintve jelentősek, vagy jellemző társulásalkotó fajok a hazai bükkövben, és így jelzik a termőhelyet, vagy pedig a császármadár táplálkozása szempontjából lényegesek (ezeket *aláhúzással* is kiemelem).

Koronaszintben őshonos fafajokból állományalkotó a *Fagus sylvatica*. Őshonos elegyfajok: *Sorbus aucuparia*, *Acer pseudoplatanus*, *Carpinus betula*, *Betula pendula*, *Alnus glutinosa*. Telepített fafajok: *Populus tremula*, *Larix decidua*, *Picea abies* (jelentős a bűvőhely biztosítása szempontjából).

Cserjeszinten: *Rubus ideaus*, *Rubus caesius*, *Sorbus aucuparia*, *Rosa* sp., *Sambucus racemosa*, *Corylus avellana*, *Alnus incana*, *Populus tremula*, *Salix* sp.

Gyepszint: *Polytrichum commune*, *Equisetum* sp., *Athyrium filix-femina*, *Dryopteris filix-mas*, *Fragaria* sp., *Daphne mesereum*, *Asperula odorata*, *Galium schultesii*, *Oxalis acetosella*, *Mercurialis perennis*, *Melampyrum* sp., *Dentaria bulbifera*, *Viola silvestris*, *Hypericum perforatum*, *Campanula napu-*



9. ábra. A 3. sz. biotópban található erdei cönózisok

Jel magyarázat: 1. 30–40 éves montán Fagus-erdő, *Pteropsida* sp. és *Asperula* sp. aljnövényzettel, 2. 30–40 éves *Larix* sp. erdő *Pinus* sp. állománnyal keverten, 20 éves *Fagus* járulékkal, 3. 60 éves duglaszfenyő *Pinus* sp.-sel keverten, 4. tarvágás 4 éves *Fagus* sarjakkal, 5. 15–20 éves *Fagus* állomány *Pinus* sp.-sel foltokban keverve

Figure 9. Spatial location of forest cenoses to be found in biotope no. 3.

Legends: 1. 30–40 years old montan *Fagus*-forest, with *Pteropsida* sp. and *Asperula* sp. undergrowth, 2. 30–40 years old *Larix* sp. forest mixed with *Pinus* sp. stand and some 20 years old *Fagus*, 3. 60 years old douglas pine mixed with *Pinus* sp., 4. Clear-felling with 4 years old *Fagus* sprouts, 5. 15–20 years old *Fagus* stand mixed in spots with *Pinus* sp.

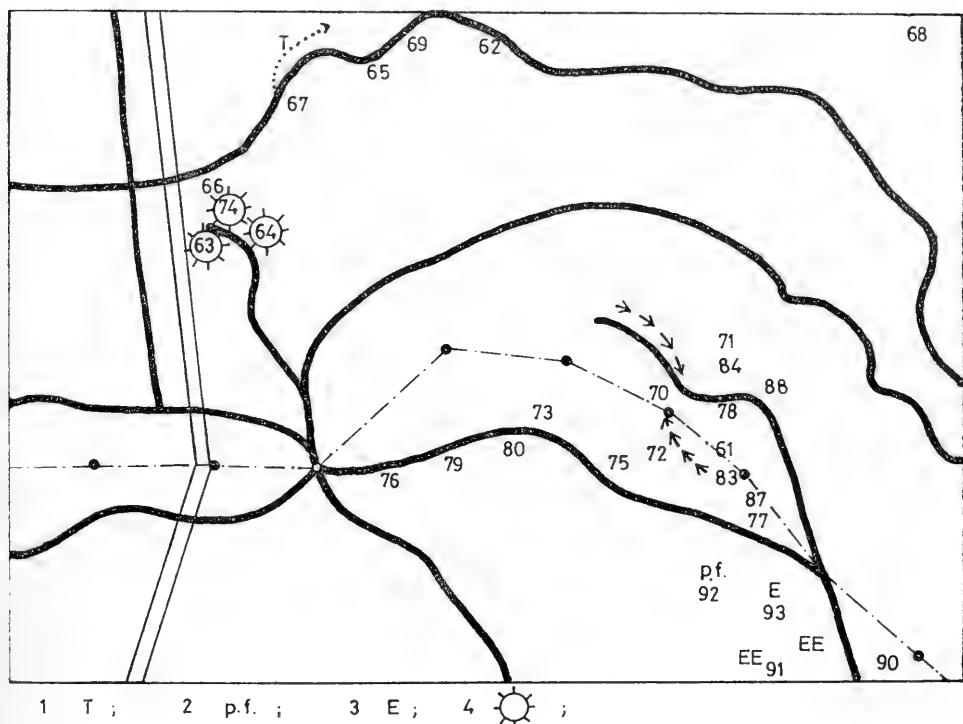
ligera, *Stellaria holostea*, *Utricia dioica*, *Juncus effusus*, *Carex pilosa*, *Brachypodium pinnatum*, *Poa angustifolia*, *Molinia corulea*.

A császármadár szempontjából lényeges gerinces állatok: *Accipiter nisus*, *Accipiter gentilis*, *Hieraaëtus pennatus* (1978-ig rendszeres fészkelő), *Vulpes vulpes* (a biotóp Ny-i szélén kotorekja rendszeres), *Mustela foina* (az É-i oldal rétegútjain rendszeres). *Sus scrofa* (jelenlétük csak a téli időszakban jelentős, mivel a biotóp két szélén vadászszóró van számuk gyarapítására). *Cervus elaphus* (a császármadaras területeken esetenként fordul elő váltóvadként), *Capreolus capreolus* (nagyobb létszámmal az É-i oldalon).

61. VI. 29. 13^h: IV. 27. – V. 2-ig a Mogyorós-ormon tartózkodtunk, elsősorban az addig ott fészkelő Hieraaëtus pennatus fészeképítésének megfigyelése és a fészekvédelem megszervezése céljából. Jó takarásból figyeltük a sasok mozgását. 12^h50'-kor észleltük, hogy az egyik világos színezetű törpesas hím egy visszamaradt, 100–120 éves juharfa kiszáradt ágrészén napozik, miközben fejét körbe-körbe forgatva a gerinc irányába figyel, egyszer csak, mint a nyíl vágódott le. Pár perc múlva zsákmánnyal tért vissza a fészke alatt levő 1 m magas facsonkra és többször hallatta kei-kei hangját. Nemsokára megjelent a tojó is. Úgy tűnt, hogy a zsákmányt közösen fogyasztották el. Délután megvizsgálva a zsákmányszerzés helyét, megállapítottuk, hogy egy 16 hónapnál fiatalabb császármadárkakas esett áldozatul.

62. VI. 20. 14^h: egy császármadártyúk a rétegút egyik napsütötte pontjáról a páfrányos vápa irányába repült.

63. VII. 2. 14^h30': a bányahányó szélén, a napos részen egy császármadártyúk és több csibe rovarászott. Villámgyorsan a közelben levő fára gallyaz-



10. ábra. A császármadár térbeli mozgása a 3. sz. biotópban

Jelmagyarázat: 1. vedlett toll, 1979. VII. 21., 2. porfürdő, 1980. V. 2., 3. éjszakázóhely 1979/80 telén, 4. császármadár-fészkek

Figure 10. Spatial movement of hazel-hen in biotope no. 3.

Legends: 1. moulted feather, 21st July 1979, 2. dust-bath, 2nd May 1980, 3. night shelter in winter 1979/80, 4. hazel-hen nestlings

tak fel, majd a tyúk halk riasztó hangjára az egész csapat elrepült a 62-es észlelési pont irányába.

64. VII. 3. 14^b45': a 63-as észlelési helytől pár méterre, az út kanyarulatánál két csibe az útról a völgy irányába a bükkösbe repült.

65. VII. 11. 13^b20': a rétegútról egy kakas és egy tyúk – rövid futás után – külön-külön gallyazott fel az út alatt a bükkösben.

66. VII. 11. 13^b30': a villanypászta közvetlen közelében egy tyúk az útról repült fel, és lefelé vitorlázva eltűnt a bükkösben.

67. VII. 21. 14^b: az útról egy császármadártyúk repült le a páfrányos vápába.

68. IX. 1. 16^b: a Rudolf-tanyához vezető bejáró út felett a villanypásztánál, egy magányos 120 éves bükkfa alól repült fel egy kakas a villanypászta felett levő 30 éves bükkfenyő elegyes, sűrű erdőrészt irányába.

69. IX. 10. 15^b: a rétegút mellett, közel a páfrányos vápához egy út mellett álló, 40 év körüli madárberkenye (*Sorbus aucuparia*) alatt lecsípett berkenyeterméseket és császármadár ürüléket találtam.

1979

70. II. 23. 13^b: 2 °C hideg, napsütéses idő volt. A hó már az előző napokban erősen – 3–5 cm-re – megvékonyodott, néhol, fűcsomók körül, teljesen elolvadt. Az aznapi fagy megkeményítette a havat, így kiváló nyomolvasási lehetőség keletkezett, mivel a korábbi nyomok az előző olvadások következtében elmosódtak.

A 17-es erdőgazdasági taghatártól 5–7 m-re – a háromszögelési ponthoz vezető úton félkörívben – friss császármadárnyomokat találtam. A nyomsor az út melletti vadkerítés szélétől, egy kis gödörtől indult. A gödör alakjából világosan meg lehetett állapítani, hogy abban a császármadár napfürdőzött. A nyomsor az úton keresztül vezetett az É-i oldalban levő, kb. 20 éves sűrű bükkfiatalosba, ahol a hómentes folton eltűnt, majd ismét folytatódott. A követhető nyom összhossza kb. 30 m volt, és a háromszögelési pont alatti idős fenyőcsoport irányába haladt.

A császármadár nyoma majdnem kereszt alakú (az ujjak nyomhossza: előre-mutató: 3,3–3,5 cm, jobbra-balra, oldalra mutató: 2,5–2,75 cm, hátrafelé mutató: 0,8–1,1 cm). Jellegzetes még az is, hogy sokszor az oldalirányba mutató ujjnyomok valamelyike kissé hátrafelé tart. Ez azért van, mert a császármadár oldalra mutató ujjja sokkal nagyobb ívben képes elmozdulni, mint a többi tyúkféléé. Ez a képessége lehetővé teszi, hogy az aránylag nagy testű madár 1–2 cm vastag ágakon is biztonsággal mozogjon.

71. II. 24. 12^b40': a háromszögelési ponttól 20 m-re K-re, a gerinctől 20 m-re É-ra, sűrű, 20–30 éves bükkösben két mogyoróbokrot találtunk egymástól 5 m-re. A bokrok alatt sok félig elcsípett és leejtett mogyoróbarka volt, a bokor tövétől kb. 60 cm-re megtaláltuk a császármadár 2 db egészen friss ürülékét is (az ürülékek hossza: 28, 34 mm, vastagságuk: 6 mm, alakjuk: ívelt). Az egyik végén – kb. 1 cm hosszban – fehér húgysavbevonat. Az ürülék frissességét a bevonat szilárdságáról lehetett megállapítani. Tapasztalataim szerint 1 órán belül hártyává keményedik. A húgysavbevonat az ürülekről csak hóolvadásos, illetve esős időben hiányzik, mert a még meg nem szilárdult bevonatot a víz lemossa. A császármadár téli ürülékszíne sárgásbarna.

72. II. 24. 14^h10': a háromszögelési ponttól D-re elhelyezkedő, bekerített, 30 éves luc-, vörösfenyő-, büккеlegyes erdőrészben a vörösfenyők alatt egy kb. 15 m hosszú, friss császármadár-nyomsort találtunk. A nyomok kis tisztásokon vezettek keresztül a hó alól kizöldülő bükkcsás (Carex pilosa) csomókat érintve, a levelek végig voltak csipkedve. A madársóska is zöldült már (Oxalis acetosella), egészen friss zöld levelein megtaláltuk a jellegzetes, háromszög alakú kicsipéseket a nyomsor mentén. A nyomsor egy hómentes bükkcsásos folton végződött, amelynek szélén az avarban kaparást vettünk észre bábburok-maradványokkal. Ezek arról árulkodtak, hogy a császármadár bábbokkal is táplálkozott.

73. V. 6. 11^h30': a gerinceről indulva a háromszögelési pont alatti kőgöregesben, a tőle D-re fekvő luc-, vörösfenyő-elegyes 40 éves bükkösben és a mellette levő 30 éves sűrű bükkösben csatárláncban — igen óvatosan és lassan, nehogy elriasszuk a madarakat — meghajtottuk a területet. Célunk a császármadár néhány fészkelőhelyének és tartózkodásának megállapítása volt. Az erdőtagon keresztül vezető út mentén — takarásban — megfigyelőket állítottunk.

11^h42'-kor a két erdőtag határánál levő megfigyelőnk előtt a császármadár-pár koronamagasságban (kb. 4 m), az út felett a D-i oldalba repült.

74. VIII. 19. 13^h35': a 63. és 64. észlelési pont között, a bányahányóhoz vezető út egyik napsütötte részén a földön tartózkodott egy császármadártyúk 6 csibéjével (kb. kéthónaposak). Közeledtünkre a gerinc irányába, a bükkösbe repültek el.

75. X. 21. 13^h45': a 40 éves luc-, vörösfenyő-elegyes erdőrészen át vezető úton K-ről Ny-i irányban haladtam. Az útról — majdnem a lábam alól — egy felnőtt császármadár pár repült fel, a kakas D-i, a tyúk É-i irányban, koronamagasságban szállt le.

XI. 11-én a térségben mintegy 20 cm-es hó esett, ami 14-én reggelre 18 cm-re esett össze. A kutatási területen erősen ködös időben, havas esőben indultam el. Figyelemreméltó körülmény, hogy a térség Ny-i oldalán, közvetlenül a galyatetői üdülő alatt több, mint egy hónapja nagyarányú véghasználat folyt. Ennek következtében a területen keresztülhaladó turistaút forgalma megszűnt. A madaraknak az úton való megjelenése és tartózkodása feltétlenül összefügg ezzel.

76. XI. 14. 10^h50': a 14-es erdőgazdasági taghatártól K-re, az az út mellett 100 m-re egy tisztás található, körülötte néhány 4 m-es vörösfenyővel és több 4—5 m-es lucfenyővel elegyes bükkös. A tisztáson több vadrózsabokor van. A tisztás K-i oldalán — egy 5 m-es terebélyes lucfenyő közvetlen szomszédságában — 7 főből álló, 3—4 m magas bükkcsásrjbokor található. A bokor útra kihajló, 3 cm vastag ága alatt két db. császármadár-ürüléket találtam. Az egyik a szokásos sötétbarna színű (vadrózsamaggal), a másik sárgászöld vakbélürülék volt. A tisztáson az egyik vadrózsabokor alatt félig kettészírt vadrózsaterméseket találtam.

77. XI. 14. 11^h30': a luc-, a vörösfenyő-elegyes bükkösben K-i irányba haladó út gerinc felőli oldalán sűrű mogyoróbokorsor hajlik az útra. A bokrok mögött 3—3,5 m magas bükkös található 3—6 cm mellmagassági átmérővel, közte még egy pár mogyoróbokorral. Az út túlsó oldalán 40 éves lucfenyők vannak. A hó vastagsága 10—12 cm, olvadt, a fákról potyogott a hó. 11^h körül esett az eső.

A mogyoróbokor alatt 6 db friss ürületet találtam, a hó tetején pedig leejtett, egész és fél mogyoróbarkákat, fél órája járhattak itt a császármadarak.

78. XI. 14. 12^h10': a 19-es taghatárcölöptől a háromszögelési ponthoz vezető út mellett, a gerinc felőli oldalon, egy töből kétágú, villás juharfa áll, mellmagassági átmérője 18–20 cm. A fa mögött 15–20 cm mellmagassági átmérőjű bükkös van. A területen lecsípett bükk- és juharvirágrügyeket találtam. A juharfa alatt 1 db aznapi, a bükkösben 2 db előző napi császármadár-ürület volt.

79. XI. 18. 12^h45': a hó XI. 16-ra elolvadt. A XI. 14-i útvonalat ismét bejártam. A 76-os észlelési ponttól 50 m-re K-re az út közepéről, a földről egy kakas a gerinc irányába burrogva felrepült. A felszállás helyén egy kövön (amelynek csak teteje látszik ki a földből) 1 db sötétebb zöld színű vakbélürületet és több, fehér húgsavas bevonatú ürületet találtam. Az utat ezen a helyen vörösfenyőtűk és apró (0,5 cm átmérőjűnél kisebb) kövecskék takarják. A kövecskék egy része friss kaparással vagy csőrrel való piszkálással fel volt lazítva: a madár zúzóköveket szedhetett a vastag hótakaró után.

80. XI. 18. 12^h50': a 79-es észlelési ponttól mintegy 15 m-re – ugyancsak egy kövön – hasonlóan teljesen friss vakbél- és normálürületeket találtam. Az utat takaró apró köveken itt is lazítási nyomok voltak.

81. XI. 18. 13^h30': a 77-es észlelési pontban 6 db császármadár-ürületet találtam. Kettő maximum 2 órás, a többi feltehetően előző napi volt. A fa alatt friss és előző napi letépett és lecsípett barkák voltak.

82. XI. 21. 11^h50': mérsékelten esik az eső, erősen ködös idő, 5 m-re alig látni. A 77-es észlelési pontban a mogyoróbokrok alatt nagy mennyiségű lecsípett barkát és 6 db ürületet találtam.

83. XI. 21. 12^h40': a 18-as határcölöp térségében kb. 1 napos ürület.

84. XI. 21. 12^h40': a 17-es határcölöppel szemben, az úttól 2 m-re É-i irányban, a 7 cm mellmagassági átmérőjű bükkösben friss (kb. félórás) ürületet, a bükköstől mintegy 150 m-es körzetben bejárva további 12 ürületet találtam.

85. XI. 25. 11^h30': a 77-es lelőhelyen a mogyoróbokrok alatt 1 db megfagyott, előző napi, vadrózsamagokat tartalmazó császármadár-ürületet találtam.

86. XI. 30. 12^h20': a 77-es lelőhelyen, a mogyoróbokrok alatt több császármadár-ürület, közülük kettő aznapi volt. Friss, lecsípett barkák jeleztek, hogy ma itt táplálkozott a madár.

87. XI. 30. 12^h45': a 77-es lelőhelytől 20 m-re, ugyancsak egy mogyoróbokor alatt teljesen friss ürületet és letépett mogyoróbarkákat találtam.

88. XI. 30. 13^h10': a 78-as lelőhely előtt közvetlenül – kb. 5 m-re – egy császármadárkakas az út közepéről É-i irányba, a fiatal bükkösbe repült. A felrepülés helyén egy 15 cm átmérőjű, 20 cm magas bükkuskó tövének az alom szét volt kaparva. A kaparástól csupasz földön friss ürületet találtam. A helyre rásütött a nap: feltehetően itt napfürdőzött a madár.

89. XII. 19.: napos idő, reggel 30 cm hó esett, amely nap közben az erős napsütés hatására erősen olvadt. Bejártam az eddigi észlelési helyeket. Igen nagy turistaforgalmat tapasztaltam. A császármadár jelenlétének semmi nyomát nem találtam.

1980, Mogyorós-orom

90. III. 22. 15^h20': a gerincen, az állomány szélétől 15 m-re, egy 40–50 éves fenyőcsoportból egy császármadár az ágról felrepülve néhány szárny-csapás után átvitorlázott egy kb. 60 m-re levő másik fenyőre a fenyőelegyes bükkösben.

91. III. 22. 17^h: a 90-es észlelési ponttól kb. 100–150 m-re, a D-i kitétségu oldalban található három 30 év körüli lucfenyősor egymástól 2–3 m-re. A fenyőgallyak a földtől 50 cm-re ernyőt képeznek. Itt találtam két helyen is, helyenként két-két nagyobb mennyiségű császármadár-ürüléket a gallyak alatt, a fenyők hegyesűcs felőli oldalán. Világosan megállapítható volt, hogy a madarak párban éjszakáztak előbb az egyik, majd a másik fenyőn, hosszabb ideig; az ürülék több hónap mennyiségének felelt meg.

92. V. 2. 12^h: a 77-es észlelési ponttól D-re 100 m-re egy kidőlt fa gyökérzete közt, egy nagy, lapos kő tövében megtaláltam a császármadár porfűrdőjét, benne 5 db lábszártő körüli, fióktollas császármadár-pihetollat. A porfűrdőtől jobbra-balra kb. 15 mm átmérőjű, gömb alakú tojóürülék. Ebből a fészek közelére következtettem. Átkutattam a területet, de a fészket nem találtam meg. A porfűrdő 30 éves, néhány éve ritkított bükk-sarjerdőben helyezkedett el, körülötte 40 éves lucfenyők. A porfűrdőtől 80 m-re Ny-ra fekete, maximum 2–3 órás császármadár-ürülék rovarmaradványokkal (két kisebb fenyőcsoport és egy elhagyott erdei út között).

93. V. 2. 15^h: a porfűrdőtől K-re, a 91-es észlelési ponttól kb. 30 m-re a csúcs felé, egy fenyőcsoport déli oldalán megtaláltuk a császármadár másik éjszakázóhelyét. Tőle pár méterre a földön friss ürülék, színe sárgás, mint a porfűrdőnél talált ürüléké.

A főkutatási területen kívüli császármadár-megfigyelések, 1977–1978

1977

94. X. 9.: a Bagolyirtástól Ny-ra a bányabérci villanypásztánál 3 db császármadár a gallyak között tartózkodott a nyíresben (gerincközel).

95. X. 24.: Fallóskúttól 500–600 m-re É–Ny-ra a villanypásztánál 1 db császármadárkakas.

1978

96. III. 5. 13^h45': egy császármadárpár Mátraalmástól D–K-i irányban, egy bükk-lábaserdő szélén, nem messze a Peteréti-patak forrásvidékétől.

97. III. 23. 7^h30': a 91. sz. észleléstől 150 m-re egy császármadártyúk repült a fenyvesből a sarjerdőbe.

98. V. 20. 13^h: egy császármadárkakas a Bagolykő (Parádsasvár) alatti sziklaerdő szélén (gerincközel).

99. V. 21. 11^h30': a 91. sz. észlelési helytől 15 m-re egy császármadárkakas a villanypászta szélén rovarászott, amint észrevett, a vegyes sarjerdőbe szaladt. Utána menve csak távoli felrepülését hallottam. 12^h10'– és 13^h25'-kor É-i irányból, távolról volt hallható a kakas 3 strófás éneke az észlelés pontján, többször egymás után.

100. V. 28. 13^h10': a 2. sz. biotópban, a Sólýombükk-patak kőfolyásos

forrásvidékével egy magasságban egy császármadár az útról a 30 éves vörösfenyő – bükk elegyes sűrű erdőrészbe távozott.

101. VI. 2. 5^h45': Galya-tetőtől É – Ny-ra Bükkfakúton 8 db csirke, a kakas és a tojó az úton volt látható az éjszakázóhelyül szolgáló fenyőcsoporttól 20 m-re, majd közeledésemre a sűrű fiatalosba távoztak. Ugyanitt, az észlelés előtt egy friss örvösgalambtépést találtam.

102. VII. 12. 10^h: Fallóskúttól D-re – a Fallóskúti-ér égeresében – a földről egy császármadárkakas repült föl. VII. 24-én 13^h-kor ugyanott egy kakas az égeresből a bükkösbe repült.

103. VIII. 27. 14^h: Tar község határában a Szakadás-gödör D-i kitettségű oldalán, 40 éves cseres-tölgyes mezeijuhar-, magaskőrisedő övezte útról egy császármadárkakas az állomány sűrű részébe repült.

104. X. 15. 11^h: Mátrakeresztes Zoltán-forrástól 100 méterre az úton a földről egy császármadárpár a sűrű bokros részbe repült.

1979

105. I. 19. 12^h50': Bükkszentkereszt. Egy erdei út oldalában a 30 cm-es hó alatt a moháig (*Polytrichum commune*) 40 cm széles mélyedés volt kaparva. A mélyedés előtt sok egybeolvadt császármadárnyom és kitépett, elszórt mohadarabkák, mintegy 50–60 cm-es félkörben. A mélyedéstől jobbra a vastag hóban 6 teljesen felismerhető császármadár-lábnymot, valamint szárnyvégének a felrepüléskor keletkezett 2–2 nyomát azonosítottam.

106. IV. 2. 16^h20': Mátrakeresztes. A lesbükki 20–30 éves fenyvesben az útról 3 db császármadár repült fel egyszerre, amikor már elhaladtunk. A fák közé, majd föléjük emelkedve tűntek el a fenyvesben. Az észlelés helyén az erdő elhanyagolt, sok a kidőlt, lábonszáradt fa, kevés lombfaelegy, helyenként bokros részek találhatók. Az észlelés helyétől 50 m-re idős bükkös van (gerincközel).

107. IV. 15. 18^h: Galya-tetőről D-re, Nyesettvár: 2 db császármadár 3 m magas fiatalosban (gerincközel).

108. V. 12. 16^h30': Bükk hegység, Várkút. Egy császármadár a Nagyeged-bérc végén vegyes állományú erdőben.

109. V. 13. Bükk hegység, Nagy Tibát-völgye. Császármadár-észlelés tarvágás utáni természetes bükkújulatban, 100 m-re patak égeressel.

110. VIII. 7. 15^h05': Mátrabérc. A Szamárkő K-i sziklafala alatt a hárs-kőris sziklaerdőben egy széldöntéses folt található. Az egyik kidőlt hársfa gyökerein egy kakas napfürdőzött. A gyökerek alatt megtaláltuk porfürdőjét, benne egy vállfedőtollat és egy aznapi ürüléket. A kidőlt fák közt a porfürdőhöz egy kis ösvény vezetett, amelynek mentén több császármadár-ürüléket találtunk.

111. VIII. 8.: a 2. sz. biotóp D-i kitettségű oldalában a földön egy énekesmadár-fészekben több császármadár pihetollat és vállfedőtollat találtunk.

112. VIII. 9. 9^h30': Tar község határában a Szalajka völgyi Csevice-forrás feletti sziklás platón 1 db tyúk és 2 db 4 napos csirke. A tyúk szárnysegést színelve, felfújt torokkal próbált elcsalni bennünket. A csirkék a kövek közötti hasadékokban bújtak meg, összehúzza magukat.

113. VIII. 10. 11^h58': Lajosházától 500 m-re, a Nagyidas folyásában, a szurdokerdőben egy kidőlt fa mellől egy császármadárkakas a D-i kitettségű sziklaerdőbe repült.

A megfigyelések értékelése, következtetések

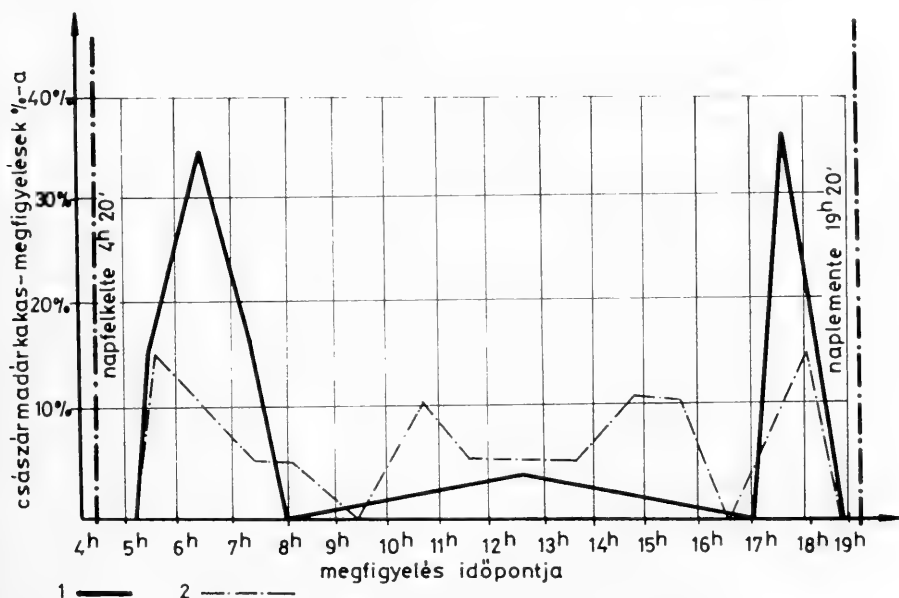
A császármadár napi aktivitása

A császármadár napi aktivitásáról – rejtett életmódja miatt – nagyon kevés adat található a szakirodalomban.

Szemjonov – Tjan – Sanskij (1960) 1956 nyarán vizsgálta a madár tojásrakását és a fészken való tartózkodását Pecsora vidékén (Szovjetunió). *Pynnönen* (1954) 1949-ben Finnországban hangadás és észlelés alapján a szeptemberi aktivitás diagramját állította össze. *Klaus* és mtársai (1976) 1974-ben a Bjelovezseji Nemzeti Parkban végeztek szabadtéri megfigyeléseket a napi aktivitás kezdetéről és végéről. *Scherzinger* (1976, 1977) a fogságban tartott császármadárkakas, *Aschenbrenner* és mtársai (1978) a császármadártyúk aktivitását vizsgálták. Több éven át tartó, rendszeres, szabadtéri aktivitásvizsgálatról azonban nem tudok.

Hazai megfigyelési adatokra azért is szükség volt, mert az idézett megfigyelések földrajzilag távol esnek hazánktól, és így a nappalok hossza, illetve a napkelte, a napnyugta időpontjai lényegesen eltérnek a magyarországitól, valamint a hazai császármadár-populáció az elterjedési terület peremén van; ún. diszjunkt populáció.

Az 1976–77-es tapasztalatok alapján 1978–79-ben céltudatos vizsgálatot végeztünk az 1. sz. biotóp területén az akkor már elkülönített Ny-i és K-i



11. ábra. Császármadárkakas napi aktivitási görbéje

Jelmagyarázat: 1. hím aktivitásának alakulása VII–VIII. hóban, nyugalmi állapotban (1978–1979), 2. tojó aktivitási görbéje VII–VIII., a fiókák vedlése, illetve az öregek nagy tollainak vedlése idején (1978–1979)

Figure 11. Daily activity curve of hazel-hen cock

Legends: 1. activity of male in July to August, in rest state (1978–1979), 2. activity curve of layer in July to August at the time of moulting of nestlings and big feathers, resp. (1978–1979)

párról. A 4 év alatt összesen 94 alkalommal figyeltünk meg a madarakat, mindig azonos naptári időszakban. A megfigyelések alapján sikerült összeállítani a császármadár VII–VIII. havi aktivitási-diagramját (11. ábra).

Már az idézett szerzők adataiból is kitűnt a császármadár kimondottan késői aktivitáskezdetje és ennek megfelelően korai vége (*Aschoff–Wever*, 1962).

Megfigyeléseink szerint a vizsgált időszakban a császármadár napi aktivitását a napfelkelte (4^h20') után 50 perccel (5^h10') kezdi első territoriális énekével, eltérően a terület többi madárfajától (10-es, 38-as, valamint az 1979. VIII. 2-i megfigyelés a 2. sz. biotópban).

Éjszakai búvóhelyét viszont csak napfelkelte után 90 perccel hagyja el (5^h50') táplálékkeresés céljából (11., 16., 17., 22., 23., 27., 41. sz. megfigyelések).

Megfigyeléseinket igazolja *Pynnönen* (1954) 1949 szeptemberében végzett adatgyűjtése is, miszerint 5^h30' és 6^h kezdettel észlelte az első császármadár-éneket és csak 6^h15'-kor az első mozgást. *Szemjonov–Tjan–Sanskij* (1960, 1967) azt tapasztalta, hogy a tyúk a fészekről napfelkelte előtt soha nem jön le táplálkozni, hanem átlagban 253 perccel később (legkorábban 23 perccel, legkésőbbben 431 perccel napfelkelte után).

A fogságban tartott madaraknál *Aschenbrenner* (1978) az első táplálkozást napfelkelte után 230 perccel tapasztalta, *Scherzinger* (1976, 1977) hasonlóképpen 210 perccel később észlelte, bár a madarak napfelkelte után 60 perccel felébredtek, a tyúk testápoló mozgást is végzett, a kakas pedig fejrázással és körbetekintgetéssel adta ébrenlétének jelét.

A megfigyelések ellenőrzésére hajtást végeztünk; 1978. augusztus 4-én 5^h-kor kezdtük Ny-ról K-i irányba. A nyugati pár még nem tartózkodott kint a területen, viszont a lessátorból hallottuk reggeli territoriális énekét. A keleti párt kint találtuk. A hajtásból visszafelé már a nyugati pár is táplálkozási helyén volt (10., 11., 12., 13. sz. megfigyelés). Meg kell jegyezni, hogy bár a hajtás az egész területet teljes szélességében átfogta, a nyugati pár éjszakázóhelyét adó erdőfoltot minden esetben kihagytuk a madarak nyugalmanak megóvása végett; ez a terület minden vizsgálat szempontjából tilos terület volt. Így tudtuk elérni, hogy a madár 4 év alatt nem hagyta el tartózkodási helyét. 1978. VIII. 5-én a hajtást 5^h30'-kor kezdtük: mindkét párt táplálkozási helyén találtuk (16., 17. sz. megfigyelések).

1979. VIII. 4-én ismét kontrollhajtást végeztünk lessátras kombinációval. A nyugati párt nem találtuk táplálkozási helyén, a hajtás elhaladása után 5^h55'-kor jelentek meg. Napsütéses, erősen nyomott, vihar előtti idő volt, talán ezzel magyarázható, hogy a keleti párt 5^h55'- és 5^h57'-kor az éjszakázóhelyükön találtuk a táplálkozásuk megkezdése előtt (41., 42., 43. sz. megfigyelések).

1979. VIII. 6-án viszont egy órával később kezdtük a hajtást, a madarak már táplálkozási helyükön voltak (49., 50. sz. megfigyelés). Hasonlóképpen nem észleltük a nyugati párt az 1979. VII. 25-i hajtásnál sem, amelyet 5^h10'-kor kezdtünk.

A császármadár napi aktivitásának korai befejezésére is sikerült adatokat kapnunk. 1978. VIII. 4-én az egész napos megfigyelés végén 18^h45'-kor észleltük a napi tevékenységet befejező territoriális éneket (napnyugta 19^h15'). Ennél későbbben egyetlen alkalommal sem észleltünk császármadarat – a 4 év alatt sem – a főkutatási területen, sem pedig azonkívül; viszont 1977.

VII. 30-án a nyugati párt 18^h45'-kor, a keletit 18^h30'-kor az éjszakázóhelyhez egészen közel találtuk (ugyanide tartozik még a nyugati párra vonatkozó 24. sz. 18^h40'-es, továbbá a 26. és a 33. sz. megfigyelés).

Megfigyeléseink egybeesnek *Klaus* és mtársainak a Bjelovezseji Nemzeti Parkban szerzett tapasztalataival (1976), miszerint a császármadár a naplemente előtt 1 – 23 perccel korábban elfoglalta éjszakázóhelyét. *Szemjonov – Tjan – Sanskij* a költő tyúknál azt tapasztalta, hogy a naplemente előtt pár perccel tért vissza a fészekre. A fogságban tartott madarak 6 – 20 perccel naplemente előtt mentek éjszakázóhelyükre.

Igen lényeges, hogy saját megfigyeléseink szerint a császármadár reggeli aktivitását (éjszakázóhelyének elhagyását) napkelte után 90'-cel kezdi, viszont a napi aktivitás vége (az éjszakázóhelyre való visszatérés) 25'-cel naplemente előtt következett be. Ez ellentmondani látszik az első *Aschoff*-szabálynak (*Aschoff – Wever*, 1962), mivel a napi aktivitás kezdete sokkal nagyobb fényerősséghez kötött, mint az aktivitás vége. Hasonló következtetésre jutottak *Bergmann* és mtársai (1978), az ő feltételezésüket a mi megfigyeléseink igazolni látszanak.

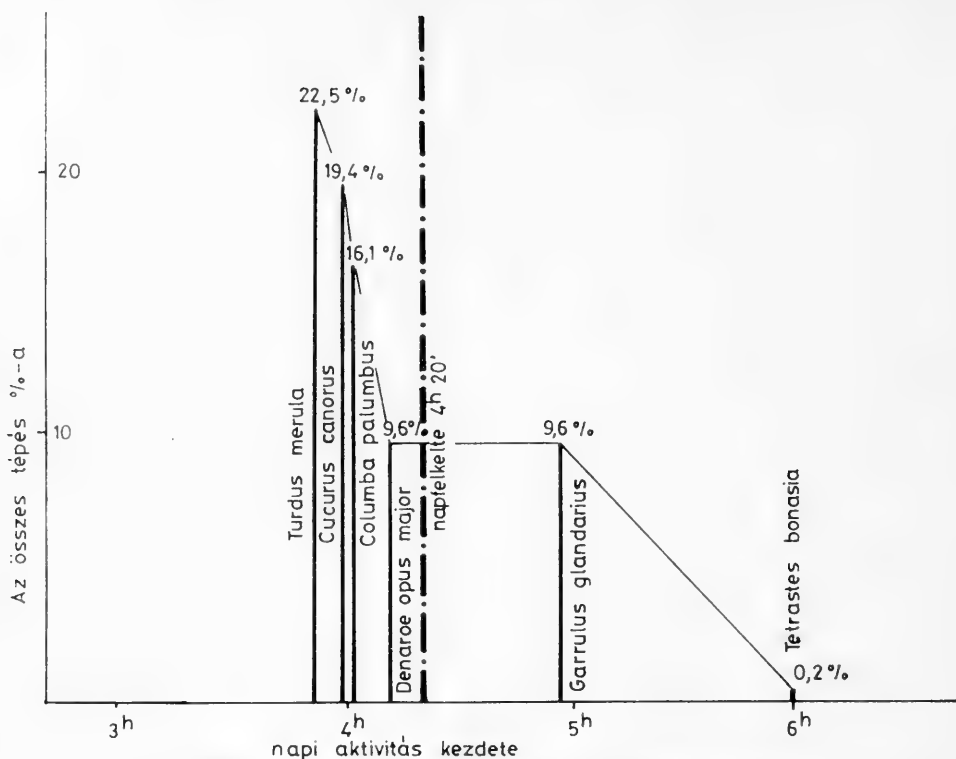
A császármadár aktivitásának késői kezdete és korai befejezése a faj igen jelentős alkalmazkodási módja külső környezetéhez. Ez akkor tűnik ki különösen, ha az élőhelyén vele együtt élő és számára veszélyes ragadozók aktivitásával hasonlítjuk össze. A szörmés ragadozók: a róka, a nyest reggeli (befejező) aktivitási csúcsa a reggeli szürkületre esik, és napfelkelte után 20 – 30 perccel gyakorlatilag a nullára csökken, ez alól csak az utódnevelési időszak kivétel.

A reggeli aktivitás kezdete, vége és a ragadozók által való veszélyeztetettség közötti kapcsolatot vizsgáltuk a területen 4 éven keresztül gyűjtött ragadozótépések (emlős és ragadozó madár) faj szerinti megoszlása, és a fajok reggeli aktivitás kezdetének, befejezésének viszonyában. Ezt a viszonyítást *Beusekom* (1972) IV., V. súlycsoportjába eső fajokkal végeztük el, mivel a császármadár is az V. csoportba tartozik.

Hét faj esetében a felsorolt adatokat kaptuk (107 tépés):

<i>Faj</i>	<i>A napi aktivitás kezdete</i> <i>órában</i> <i>a napfelkelte-</i> <i>hez viszonyítva</i>		<i>Az összes tépés</i> <i>százalékában</i>
<i>Turdus merula</i>	3 ^h 50'	– 30'	22,5
<i>Cuculus canorus</i> (ad. + juv.)	3 ^h 58'	– 22'	19,4
<i>Columba palumbus</i>	4 ^h 00'	– 20'	16,1
<i>Phasianus colchicus</i>	4 ^h 10'	– 10'	16,1
<i>Dendrocopus major</i>	4 ^h 10'	– 10'	9,6
<i>Garrulus glandarius</i>	4 ^h 55'	+ 35'	9,6
<i>Tetrastes bonasia</i>	5 ^h 55'	+ 95'	0,2
Egyéb fajok			6,5

Ha az adatokat koordinátában ábrázoljuk (12. ábra), megkapjuk a veszélyeztetettségi görbét az aktivitás megkezdésének és végének tükrében. Természetesen az aktivitás kezdete csak egyik tényezője a környezethez való alkalmazkodásnak. Az aránylag kis számú adat messzemenő következteté-



12. ábra. Madarak veszélyeztetettsége a napi aktivitás kezdetén
 Figure 12. Endangering of birds at beginning of daily activity

sek levonására még korántsem elegendő, mégis bizonyos összefüggések már ebből is érzékelhetők.

Az összefüggést igazolja több külföldi és hazai császármadár-kutató megállapítása. *Gavrin* (1969) munkájában külön kitér a ragadozók szerepére, és megállapítja, hogy a ragadozófauna természetes (eredeti) körülmények között a császármadár-populációk ellenállóképességét növeli. *Popp* (1975) a kérdést vizsgálva azt rögzíti, hogy a ragadozófauna negatív hatása a császármadárnál és a síketfajdnál csak abban az esetben jelentkezik, ha az élőhelyek megváltozása miatt a császármadár-populációk legyengülnek életképességük határáig. Az egy-két madárból álló, szétszórt populációmарadványok valóban áldozatul eshetnek a ragadozóknak.

Felméréseink szerint (1978–1979) a hazai császármadár-populáció szerencsére még nincs ilyen kedvezőtlen helyzetben. Ezt bizonyítja az elmúlt évek kismértékű állománynövekedése is. A hazai szerzők közül *Vásárhelyi* (1938., 1959. és kéziratban) több ízben úgy foglal állást, hogy a ragadozófauna nem jelent veszélyt a császármadár-populációra, annál inkább a helytelen emberi cselekvés. Különösen jelentős *Bethlenfalvy* (1937) cikke, amelyben a császármadár pusztulásának okait vizsgálja.

Az elmúlt 4 évben csupán 3 db ragadozók által elpusztított császármadár-

tépést találtunk a III. 22. és V. 1. közötti dürgési időszakban. Mindhárom 14 hónaposnál fiatalabb kakas volt *Gajdar* (1974) kormeghatározása alapján.

A császármadárkakasok aktivitásának reggeli és esti csúcsa közötti időszak értékelésénél az alapaktivitásra kaptunk adatokat az 1978–1979-es megfigyelések során. A kakasok a vizsgált időszakban ún. nyugalmi állapotban vannak: a tavaszi és az őszi területiális, párválasztási, illetve párzási időszak közt félidőben, továbbá a nagytollak vedlése után (*Couturier*, in: *Glutz – Bauer – Bezzel*, 1973). Így ebben az időszakban rendkívüli, endogén tényezők a napi aktivitás cirkadikus lefolyását nem akadályozzák, illetve nem módosítják. A kakasok napi aktivitásának egyik csúcsa reggelre (5^h30' – 7^h45') (13., 16., 18., 19., 21., 23., 24., 39., 42., 49., 50., 51., 53. sz. megfigyelések), a másik csúcsa 17 és 18 óra közé esik (2., 3., 14., 56., 60., 63. sz. megfigyelés). A reggeli csúcsra bizonyíték a megfigyelések 65%-a, az estire pedig a megfigyelések 30%-a.

Realisabb képet akkor kapunk, ha a gyakoriság százalékában nézzük a kérdést, ami viszont azt mutatja, hogy 17 és 18 óra között a kakasokat a vizsgált esetek 97%-ában táplálkozási helyükön találtuk, ez az arány már meggyezik a reggeliaktivitás-vizsgálatok hasonló adataival.

1978–79-ben 8 és 17 óra között 30 megfigyelési alkalomból 15 esetben észleltünk császármadarat (a megfigyelések eredménye 50%-os) és csupán 1 esetben császármadárkakast táplálékkeresés közben (a megfigyelések 3,3%-a). A déli nyugalmi állapotra utal viszont a napfürdőzések megfigyelése (47., 55., 57., 61., 88., 110. sz. megfigyelések), valamint a porfürdők használatának időpontja: 7^h–12^h (30., 40., 44. sz. megfigyelés).

A felsoroltak számunkra elegendő bizonyítékot adtak, hogy *Aschoff* és *Wevel* (1962) megállapításának megfelelően a császármadár napi aktivitásának cirkadikus görbéje kétescsúsu. Ugyanakkor az is kitűnik, hogy a kétescsú görbe megváltozhat bizonyos biológiai állapotok, illetve endogén tényezők következtében. A görbe változást mutat az utódnevelés időszakában. 1978-ban a tyúkok még az akkor kéthónapos csibékkel jártak, nap közben többször is észleltük a tyúkok aktivitását 10 és 15 órakor (5., 8. sz. megfigyelés). A tyúk aktivitására adat az utódnevelési időszakban 1976-ból az 1. sz. biotópban VIII. 3-án 14^h-kor rögzített megfigyelés, továbbá 1977-ből a VII. 26. 9^h-i. Ezt a megállapítást erősíti meg a 3. sz. biotóp 62., 63., 74., 65., 66., 74., illetve a 112-es megfigyelés.

A vedlés ténye endogén tényezőként változást idéz elő az aktivitási görbén. 1979-ben a tyúkok vedlésére kaptunk tájékoztató adatokat a 30., 40., 44., 45., 46. és 52. sz. megfigyelések során.

A vedlés csúsidejében a tyúkok aktivitása nap közben (8^h–17^h) megnő (31., 32., 34., 35., 54. sz. megfigyelés), aminek következtében 11^h és 15^h között a harmadik aktivitási csúcs alakul ki. Ezt bizonyítja az a tény is, hogy a fogásban nevelt kakas szintén egész nap aktív vedlési időben (*Bergmann*, 1978).

Radionov 1963-ban Leningrád térségében (60° északi szélesség) megfigyelte, hogy a császármadártyúkok teljes vedlésüket június második felében kezdik.

Az 1979. évi mátrai 48° északi szélességen tett megfigyelések egyhónapos kérésével mutatnak párhuzamot azzal, hogy Finnországban (62° északi szélesség) az ivadékgondozás VIII. 3-án fejeződik be (*Pynnönen*, 1954), a Kárpátokban (49° északi szélesség) XI. 1-én (*Vladysevskij – Saparev*, 1975).

A vedlés egy-két hetes időpont-ingadozást mutathat a helyi időjárás következtében is, így a császármadár szempontjából kedvező, száraz tavaszú 1978.

évben a tyúkok vedlése kb. 2 héttel korábban kezdődött (2., 67. sz. megfigyelés), mint 1979-ben, amikor az esős tavasz vége és nyár eleje kedvezőtlenül hatott a császármadárakra.

Endogén tényezőként változást eredményez a napi aktivitási görbén a párzási állapot is, főleg a kakasoknál. *Pynnönen* (1954) 1949 szeptember hónapban az ének aktivitásának háromcsúcsú diagramját állította össze. Nálunk a 99-es sz. megfigyelés támasztja ezt alá.

A császármadár mozgásának térbeli kiterjedése a vizsgált területen

Az 1. sz. biotóp 1976. és 1979. évi megfigyeléseinek térképen történt rögzítésekor világosan kitűnt, hogy a madarak két lokalizált területen tartózkodtak a vizsgált időszakban. Az első terület: az út Ny-i végénél elhelyezkedő, a Gyula-barlanghoz vezető lejáró és a körülötte levő tisztások sok szintű erdőszegéllyel. A tisztásokat 50–60 cm magas, lágy szárú növények borítják: csalán (*Urtica dioica*), erdei nebáncsvirág (*Impatiens noli-tangere*), páfrány (*Dryopteris*). Éjszakázóhelyük ettől kb. 150 m-re, a D-i oldalban volt található.

A második terület: az út K-i végének egyharmada. Itt az utat a mindkét oldalról 3–5 m szélességben sűrű cserjeszint, valamint bükkújulat szegélyezte két nagyobb (félhektárnyi) területű tisztásfolttal. A terület középpontjában két kidőlt fa fekszik keresztben az úton. A bokorfolyosó végén 25 év körüli, kefesűrű fiatalos található. Az úton 60–80 cm magas erdei nebáncsvirág- (*Impatiens noli-tangere*) szőnyeg. A császármadár e két területen belül táplálkozott, porfürdőzött, napfürdőzött. A környező 60 éves bükkös nudumrészeiben csak igen ritkán tartózkodott, megfigyeléseink szerint inkább csak közlekedett az egyik tisztásfolttól a másikig, vagy a koronaszint magasságában repülve, vagy a földön futva.

A két területnek az idős állományban való elhelyezkedése, strukturális felépítése közel azonos az eredeti, őserdei állapot katasztrófaterületeivel, amelyek pl. a Bjelovezeji Nemzeti Parkban ma is az ún. császármadár-szigeteket alkotják (*Teidoff*, 1951; *Weisner* – *Bergman* – *Klaus* – *Müller*, 1977).

A császármadár területen belüli mozgásával kapcsolatban egy igen lényeges mozzanatra kaptunk bizonyítékot. Kiváló védőszínezete ellenére a madár felülről mindig takarásban van az esetek 90%-ában, így a legveszélyesebb természetes ellensége, a – koronaszint alatt mozgó – héja elől rejtve marad. Kiválóan használta az út melletti fiatalos, bokros sáv védelmét is. Még napfürdőzésre is azokat a foltokat használja, amelyek felülről legalább 3 oldalról árnyaltak. A felülről való takarást még a lombtalan, téli erdőben is igyekszik kihasználni.

A nedvesebb területek dús vegetációja a nagy táplálékkínálat mellett nagyobb rejtőzködési lehetőséget is jelent a császármadár számára. Ez is oka, hogy nyári tartózkodási helyül ilyen területeket választ. Az őszi lombhullással a dús levélzet és aljnövényzet eltűnik, a terület majdnem csupaszá válik, így télire nem biztosít bújóhelyet és védelmet a császármadárnak és a területeket elhagyja.

Teidoff már 1951-es dolgozatában említi, hogy a császármadár késő ősszel elhagyja tartózkodási helyét, és olyan helyeken jelenik meg, ahol más időpontokban nem található. Ezt ő is a lombhullással hozza összefüggésbe, de annak zavaró hatásával magyarázza, nem pedig a védő funkció megszűnésé-

ben látja az okot. *Ivanter* (1962) és *Gavrin* (1969) is utal a szezonális tartózkodásihely-változtatásra. *Volkov* (1968) azt is megállapítja, hogy az ősszel választott tartózkodási helyét télen is megtartja a császármadár.

Megállapítható volt, hogy a császármadár természetes körülmények között évszakos helyváltoztatással követi a Mátra magashegyvidéki bükköseinek termőhely-láncolatát életfeltételeinek biztosítása végett. Ez a félszáraz – üde – félnedves termőhelylánc kialakulhat más domborzati körülmények között, más erdőtípusokkal is, pl. a patakmenti égeres keleti kitérűségű hordalék kúppal Lajosházán. Ősszel csak abban az esetben vonul távolabb a madár, ha a természetes termőhelyláncolatot valami – főképpen emberi tevékenység – megszakította, illetve megváltoztatta.

Az emberi tevékenység javíthatja is a császármadár életkörülményeit megfelelő, csoportos fenyőtelepítéssel (3. sz. biotóp), de meg is szüntetheti a monokultúrás, egyszintű gazdasági erdővel, amennyiben az erdőgazdálkodás folyamatosan kiirtja az erdőszélek, tisztások cserjeszintjét, nagy területeken egykorú állományt tart fenn.

Irodalom — References

- Aschenbrenner, H. – Bergmann, H. H. – Müller, F. (1978):* Gefangenschafts brut beim Haselhuhn. Pirsch. 30. 70 – 75. p.
- Aschoff, J. (1957):* Aktivitätsmuster der Tagesperiodik. Naturwissenschaft. 44. 361 – 367. p.
- Aschoff, J. – Wever, R. (1962):* Beginn und Enden der täglichen Aktivität freilebender Vögel. Jurnal Ornithologie. 103. 2 – 27. p.
- Bethlenfalvy E. (1937):* A császármadár pusztulása. Magyar Vadászújság. 532. p.
- Bethlenfalvy E. (1938):* A császármadár pusztítása. Vadász Lap. 83. p.
- Berényi V. (Vásárhelyi) (1938):* Császármadár a Bükkben. Magyar Vadászújság. 56. p.
- Beusekom, C. F. (1972):* Ecological Isolation With Respect to Food between Sparrowhawk and Goshawk. Ardea. 60. 72 – 86. p.
- Czajlik P. (1965):* Az eddig hiányzott vadgazdálkodásunkból és vadvédelmünkéből. Magyar Vadász. 6.
- Czajlik P. (1975):* Ha nem vigyázunk, kipusztul! Nimród. 8. 12 – 13. p.
- Czajlik P. (1979):* A császármadár – Tetrastes bonasia L. – az Északi-középhegységben. Fol. Hist. Nat. Mus. Matraensis. 5. 107 – 133. p.
- Gajdar, A. A. (1974):* Zur Methodik der Alterbestimmung beim Haselhuhn. Ékológija. 3. 102 – 503. p.
- Gavrin, V. F. (1956):* Ökologie der Raufuss hühner in Belovesher Waldgebiet. Autorefer. d. Diss. Alma-Ata.
- Gavrin V. F. (1969):* Die Ökologie das Haselhuhn im Belovesher Waldgebiet. Gosudarstvy Sapoved. Ochotnitsche Chaszajstwo „Bela veshskaja Pusoktsdia”. 146 – 172. p.
- Glutz u Botzheim, U. N. – Bauer, K. M. – Bezzel, E. (1973):* Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 5. Galliformes und Gruiformes. Frankfurt/M.
- Ivanter, E. V. (1962):* Zur Biologie des Haselhuhns in Karelien. Ornithologia. 4. 87 – 98. p.
- Klaus, S. – Wiesner, J. – Bräsecke, R. (1975):* Revierstruktur und Revierverhalten beim Haselhuhn (Tetrastes bonasia L.). Beitr. Jagd- u. Wildforsch. 9. 443 – 452. p.
- Klaus, S. – Bergman, H. H. – Müller, F. (1976):* Nachtigen und Sandbaden beim Haselhuhn. Falke. 23. 414 – 420. p.
- Pynnönen, A. (1954):* Beiträge zur Kenntnis der Lebensweise des Haselhuhns, Tetrastes bonasia L. Pap. Game Res. 12. 1 – 90. p.
- Scherzinger, W. (1975):* Das Haselhuhn. Nationalpark. 2. 10 – 12. p.
- Scherzinger, W. (1976):* Raufuss hühner. Schr. R. Nationalpark. Bayer Wald. H. 2. 1 – 25. p.
- Scherzinger, W. (1977):* Das Haselhuhn. In: Die Waldhühner. A. Lindner, Hamburg u. Berlin.
- Szemjnov – Tjan – Sanskij (1960):* Die Ökologie der Raufusshühner. Trudy Laplands. zapov. 5. 1 – 318. p.

- Teidoff, E. (1951): Zur Ökologie, Biologie und Psychologie des Haselhuhns. Bonn. zool. Beitr. 2. 99–108. p.
- Vásárhelyi I. (1959): Császármadár a Bükkben. Magyar Vadász. 7. 15. p.
- Vertse A. (1935–38): A császármadár elterjedése. Aquila. 1935–38. 22–29. p.
- Vladysevszky, D. V. (1975): Ukranische Karpaten. Moskva. 2–14. p.
- Vladysevszky, D. V. – Saparev, J. P. (1975): Die Hasel- und Auerhuhnbestände an der unteren Angara. Probl. ochot. ochrany priir. Irkutsk. 31–33. p.
- Volkov N. I. (1968): Veränderung des Ernährungszustandes beim Haselhuhn im Zusammenhang mit Saisonaten. Besonderheiten seiner Ökologie. Moskva. 1–22. p.
- Wiesner, J. – Klaus, S. – Vogel, F. (1973): Ein Beitrag zum Auerwid problem im Elbsandsteingebirge. II. Tagesrythmik und Verhalten während der „Hochbalz“. Zool. Abh. Mus. Tierk. Dresden. 32. 121–148. p.
- Wiesner, J. – Bergmann, H. H. – Klaus, S. – Müller, F. (1977): Siedlungsdichte und Habitatstruktur des Haselhuhn (*Bonasa bonasia*) im Waldgebiet von Białowieża. J. Orn. 118. 1–20. p.

Etological investigations on the hazel-hen (*Tetrastes bonasia*) population in the Mátra mountains

P. Czajlik

Having joined the researches of the Mátra Museum systematic investigations were started by the author in 1975 on the habit of the hazel-hen in Hungary. At first, the range and ecology of *Tetrastes bonasia* have been studied on the northern highlands of the country, results thereof have been reported upon in the author's cited treatise (Czajlik, 1978). Biotop of the area of investigation includes the ridge, northern and southern sides of the Mogyorós-órom (843 m) situated 1 km east of Galyatető in the Mátra range of mountains (North-eastern Hungary). The whole area is a semiarid, humid beech site, its original natural vegetation cover was a native adjoining beech-wood. Presently, economic forests are to be found in the place of the primary vegetation. Characteristic features of the plant cover of the biotop:

On the crown story, from native tree species: *Fagus sylvatica*, *Sorbus aucuparia*, *Acer pseudoplatanus*, *Carpinus betula*, *Betula pendula*, *Alnus glutinosa*. Planted tree species: *Populus tremula*, *Larix decidua*, *Picea abies*.

Undergrowth: *Rubus idaeus*, *Rubus caesius*, *Corbus aucuparia*, *Rosa* sp., *Sambucus racemosa*, *Corylus avellana*, *Alnus incana*, *Populus tremula*, *Salix* sp.

On the grass level: *Polytrichum commune*, *Equisetum* sp., *Athyrium filix-femina*, *Dryopteris filix-mas*, *Fragaria* sp., *Daphne mesereum*, *Asperula odorata*, *Galium schultesii*, *Oxalis acetosella*, *Mercurialis perennis*, *Melampyrum* sp., *Dentaria bulbifera*, *Viola silvestris*, *Hypericum perforatum*, *Campanula napuligera*, *Stellaria holostea*, *Urtica dioica*, *Juncus effusus*, *Carex pilosa*, *Brachypodium pinnatum*, *Poa angustifolia*, *Molinia caerulea*.

Vertebrates being of interest from the aspect of the hazel-hen: *Accipiter nisus*, *Accipiter gentilis*, *Hieraaetus pennatus*, *Vulpes vulpes*, *Mustela foina*, *Sus scrofa*, *Cervus elaphus*, *Capreolus capreolus*.

Daily activity

On account of the hidden way of life of the hazel-hen there are but few data of literature available on its daily activity.

Egg laying and staying on the nest by the bird were investigated by Szemenov – Tjan – Sanskij (1960) in summer 1956 in the region of the Peshora (URSS). Pynnönen (1954) in Finland compiled in 1949 the September activity diagramme on the basis of sounds emitted and observations. Klaus et al. (1976) made outdoor observations about the beginning and ending of daily activity at the National Park Białowieża. Scherzinger (1976, 1977) studied the behaviour of a hazel-hen cock kept in captivity, Aschenbrenner et al. (1978) that of a hen. The author does not know, however, of regular outdoor activity studies carried out over several years.

Data of domestic investigations were required, the more so since the above cited observations have been recorded at geographically remote sites, consequently, the data on

daylength, time of sunrise and sunset considerably differ from those in Hungary, furthermore, the hazel-hen population in Hungary is a disjunct population living on the fringe of the range.

During the four-year period from 1976 to 1979 birds have been observed on altogether 94 occasions, always in the same calendar period. On the basis of observations a diagramme was drawn up of the hazel-hen's July to August activity.

Data of the above cited authors indicate the definitely late beginning and accordingly, early ending of activity *Aschoff - Wever* (1962).

According to the author's observations, in the period studied the hazel-hen began its daily activity, with its first territorial song (6^h10') 50 minutes after sunrise (4^h20').

On the other hand, it was leaving its night shelter only 90 minutes after sunrise 5^h50') in search of food.

The author's findings have been verified by the collection of data by Pynnönen (1954) in September 1949 according to which he noticed the first hazel-hen song at 5^h30' to 6^h and only at 6^h15' the first motion. *Szemenov - Tjan - Sanskij* (1960, 1967) found that the hen does not come down from the nest before sunrise to feed but on average 253 minutes later (at the earliest 23, at the latest 431 minutes after sunrise).

As regards birds kept in captivity, *Aschenbrenner* (1978) observed the first feeding 230 minutes, *Scherzinger* (1967, 1977) 210 minutes after sunrise, though the birds woke up 60 minutes after sunrise, the hen made body hygiene movements, the cock gave evidence of its waking state with head-shake and looking round.

The author managed to obtain data concerning the early ending of daily activity of the hazel-hen.

On the 4th August 1978, at the end of a whole day's observation, at 18.45 h the territorial song ending the daily activity was noticed (sunset 19.15 h).

Later than that not once a hazel-hen has been observed during the four years of investigation.

The author's findings agree with those of *Klaus et al.* established in the National Park of Bieloveshey (1976) according to which the hazel-hen occupied its night shelter 1 to 23 minutes before sunset. *Szemenov - Tjan - Sanskij* found that the brooding hen returned a few minutes before sunset to its nest.

The birds kept in captivity were going to their night shelter 6 to 20 minutes before sunset.

It is highly important to mention that according to the author's own observations the hazel-hen is beginning its morning activity (leaving of its night shelter) 90 minutes after sunrise, while its daily activity ends (returning to the night shelter) 25 minutes before sunset. This seems to contradict the first *Aschoff*-rule (*Aschoff - Wever*, 1962) since starting of the daily activity is bound to a much higher light intensity than its ending. *Bergmann et al.* (1978) came to a similar conclusion, the author's observations seem to verify their suppositions.

The late beginning and early ending of activity are significant ways of adaptation of the species to the outer environment. This manifests itself especially when comparing it to the activity of predatory animals living together with it on its habitat and being dangerous to it. The morning (ending) activity peak of the predatory mammals, such as the fox, the beech-marten falls to the morning twilight and 20 to 30 minutes after sunrise decreases practically to zero, the nursing period being the only exception. Peak of the morning activity of the birds of prey - firstly the hawk - falls to the first hour after sunrise.

The connection between beginning and ending of the morning activity and endangering by predatory animals was investigated on the area over four years comparing the distribution by species of the tears done by predatory animals (mammals and birds of prey) and the beginning and ending of morning activity. This comparison was carried out with species classed into the 4th and 5th weight-class of *Beusekom* (1972) since the hazel-hen also belongs to class 5.

For seven species the following data were obtained (107 tears):

<i>Species</i>	<i>Beginning of daily activity in hour</i>	<i>compared to sunrise</i>	<i>In percentage of all tears</i>
<i>Turdus merula</i>	3 ^h 50'	- 30'	22.5
<i>Cuculus canorus</i> (ad. + juv.)	3 ^h 58'	- 22'	19.4
<i>Columba palumbus</i>	4 ^h 00'	- 20'	16.1

Phasianus colchicus	4 ^h 10'	- 10'	16.1
Dendrocopos major	4 ^h 10'	- 10'	9.6
Garrulus glandarius	4 ^h 55'	+ 35'	9.6
Tetrastes bonasia	5 ^h 55'	+ 95'	0.2
Other species			6.5

Beginning of the activity is but one of the factors of adaptation to the environment. The relatively low number of data is far from being sufficient for drawing far-reaching conclusions, all the same, certain correlations can be perceived.

The above relationship is supported by findings of a number of foreign and Hungarian hazel-hen researchers. *Gavrin* (1969) in his work discusses the role of predatory animals and states that under natural conditions the predatory fauna increases the resistance of hazel-hen populations. *Popp* (1975) studying the problem states that the negative effect of the predatory fauna only appears for the hazel-hen and the capercaillie if due to changes in the habitats the hazel-hen populations become weakened to the limit of their viability. The scattered population residues consisting of one or two birds may really fall victims to the predatory animals.

According to the author's surveys (1978 - 79), fortunately, the Hungarian hazel-hen population is not in so bad conditions as yet as verified by the slight increase in the population in recent years. Of the Hungarian authors, *Vásárhelyi* (1938, 1959 and in manuscript) is of the opinion that the predatory fauna does not endanger the hazel-hen population, the more so does human activity. The report by *Bethlenfalvy* (1937) investigating the reasons for the perishing of the hazel-hen is of special importance. At the time he has taken over his hunting-ground the hazel-hen has almost completely perished. Having intensively spared the predatory fauna for one or two years the hazel-hen population has considerably increased.

In the last four years, merely three hazel-hen tears killed by predatory animals have been found in the rutting period between the 22nd March and 1st of May. All three were cocks younger than 14 months of age according to dating by *Gajdar* (1974). Presumably, they were superfluous cocks having no mate, out of the three tear sites, namely, two were to be found in a biotop where brooding and an adult pair have been observed during summer.

In evaluating the period between morning and evening peaks of activity of the hazel-hen cocks, data were obtained concerning the basic activity during the observations made in 1978 - 79. In the period examined the cocks are in the so-called rest period: at half-time between the spring and autumn territorial mate choosing and mating period, further on, after moulting of the big feathers (*Couturier*, in *Glutz - Bauer - Bezzel*, 1973). Thus, in this period, there are no extraordinary, endogenous factors to hinder or modify the course of daily activity. One of the cock's daily activity peaks falls to the morning hours (5.30 h to 7.47 h), the other between 17 and 18 h. Of the observations 65% are proofs of the morning peak, 30% of the evening one. The numerical difference relating to the two peaks follows from the methods of observation. In the morning observations, namely, linear driving has been regularly applied while it has been completely omitted in the evening peak observations not to disturb the birds when moving to their night shelter and make them change their place.

A more realistic portrayal is obtained when considering the issue in the percentage of frequency which in turn indicates that between 17 and 18 h the cocks were found at their feeding site in 97% of the cases examined; this ratio already agrees with similar data of morning activity investigations.

In 1978 - 79 out of 30 occasions of observation hazel-hens were noticed in 15 cases between 9 and 17 h (result of the observations being 50%), and merely in one instance a hazel-hen cock was seen in search of food (3.3% of the observations). Birds seen sun-bathing as well as the time of dust-bathings (7 h to 12 h) refer to the noon rest state.

The above findings have supplied sufficient evidence on that in compliance with findings by *Aschoff* and *Wever* (1962) the circadian curve of the hazel hen's daily activity is two-peaked. At the same time, it has become evident, likewise, that the two-peaked curve may change in consequence of certain biological states and endogenous factors, respectively. The curve is showing a change in the period of nursing the young. In 1978, hens were walking around with the then two-month-old chicks, activity of the hens was recorded during the day, between 10 and 15 h.

The fact of moulting as an endogenous factor induces a change in the activity curve. In 1979, informative data were obtained on the moulting of hens.

In the peak time of moulting the hens' activity increases by day (8 h to 17 h), as a consequence, a third activity peak evolves between 11 and 15 h. This is also verified by the fact that the cock reared in captivity is active, too, all day long at moulting time (Bergmann, 1978).

In 1963, it has been observed by Radionov in the region of Leningrad (60° northern latitude) that hazel-hen hens start their complete moulting late in June.

Observations made in 1979 the Mátra mountains (48° northern latitude) show a parallel with one month time lag with those in Finland (62° northern latitude) where nursing of the young ends on the 3rd August (Pynnönen, 1954), while in the Carpathians (49° northern latitude) on the 1st November (Vladysevskij - Saparev, 1975).

Moulting may show one- or two-week fluctuation in time due to local weather, thus in 1978, a year with a dry spring being favourable for the hazel-hen moulting of the hens started about two weeks earlier than in 1979 when rains falling late in spring and early in summer have unfavourably acted on the hazel-hen.

The mating state, as an endogenous factor, may also cause a change in the daily activity curve, mainly for cocks (Pynnönen, 1954).

Spatial extension of the movement of the hazel-hen on the area examined

When fixing on a map the observations made in 1976 and 1979 it has become evident that the birds were staying on the two localized areas during the period examined. The first area: the passage leading down to the cave Gyula and the surrounding clearings with multi-story forest skirts. The clearings are covered with 50 to 60 cm high herbaceous plants: *Urtica dioica*, *Impatiens noli-tangere*, *Dryopteris*. Night shelter is at about 150 m from here on the southern side. The second area: one third of the eastern end of the road. Here the road is edged on both sides to 3 to 5 m by a dense undergrowth as well as young beech trees, with two clearing spots of larger (about a half hectare) extension. In the middle of the area two uprooted trees are lying across the road. At the end of the bush corridor an about 25-year-old dense little coppice is to be found. On the road there is a 60 to 80 m high carpet of *Impatiens noli-tangere*. The hazel-hen fed, dust-bathed, sun-bathed inside these two areas. In the nudum parts of the surrounding 60-year-old beech-wood it was staying but very seldom according to the author's observations it was only flying at crown story height or running on the ground from one clearing spot to the other.

Location of the two areas in the old stand, their structure, are almost identical with the "disaster areas" in the original, native forest state that e. g. in the National Park Bieloveshey are forming the so-called hazel-hen islands also today (Teidoff, 1951; Weisner - Bergman - Klaus - Müller, 1977).

A highly interesting moment has been certified concerning movement inside the area used by the hazel-hen. In spite of its excellent protective colouring, in 90% of the cases the bird keeps in hiding from above, thus it remains hidden from its most dangerous natural enemy: the hawk that is moving on Crown level. The covering is often manifold. On the road it was moving under the leaves of *Impatiens nolitangere* or protected by an uprooted tree or under young trees but well used the shelter of the little coppice and bushy strip along the road, too. Even for sun-bathing it uses the spots shaded from above from at least three sides. It tries to make use of the covering from above even in the bare winter forest. The hazel-hens avoided the free-standing hazel bushes in spite of the large number of catkins to be found on them. They picked their bud food in the thicker little coppice, likewise. The same has been observed along the brook Csörgő, the birds only consumed the catkins on protected alders wedged under older trees.

The rich vegetation of more humid areas means beside an abundant food offer a better hiding possibility for the hazel-hen, too, that is the reason why it is choosing such areas as places of abode for summer. With the autumn fall of leaves both the rich foliage and undergrowth disappear, the area becomes almost fully bare, and with no lair and protection for the hazel-hen that is leaving these areas.

Already in a report published in 1951 Teidoff mentions that the hazel-hen is leaving its habitat late in autumn to appear on sites where it is absent at other times. He also brings it into connection with the fall of leaves but explains it with the disturbing effect and does not see the reason in the ceasing of the protective function. Ivanter (1962) and Gavrin (1969) also refer to the seasonal change in the place of abode. Volkov (1968) also states that the hazel-hen is keeping its habitat chosen in autumn also for winter.

The author's findings have remarkably verified this question in biotop No. 1. Therefore, in 1978, on biotop No. 3 a several years' series of observations has been started since the configurations of the terrain were favourable here.

When representing on a map the observations made on biotop No. 3 it becomes evident that the dividing line of the summer and late autumn to winter season places of abode is provided by the mountain ridge, thus in consideration of exposure (north-south), the discrepancy between the two sites of abode is being revealed. According to the author's experiences the hazel-hen is moving to its summer place of abode early in June when its chicks are able to fly already. In the author's observations, migration from the southern more arid site to the fresh northern side is motivated by several factors. The lower animal fauna providing the protein being highly necessary for moulting and for the nursing of nestlings is present from June to October in a greater individual and specific number on the northern side due to the rich vegetation than on the semiarid rock and talus slopes with herbaceous undergrowth drying up in summer and in the dry basophilic beechwood to be found on the southern side. But the berry fruit, too, being highly important from the aspect of nutritional biology, such as *Rubus idaeus* in July – August, *Sambucus racemosa* in July – August, *Rubus caesius* in August, *Sorbus aucuparia* in September and *Daphne mesereum* in July – August, all require fresh site.

The southern more arid side, together with the ridge, with their original primary vegetation provide for the living conditions for the next autumn-winter period. On the semiarid rock and talus slope (components of its plant community being *Melica uniflora*, *Carex pilosa* and *Calamagrostis*) the natural shrubs together with buds of beech supply the main food of the hazel-hen from autumn to spring: berries of *Rosa* sp. October to December, berries of *Crataegus oxycantha* in November, male catkins of *Corylus avellana* October to March. The thick spinous shrubs and especially the ramose crown of wild pear impervious to light provide a lair and night-shelter for the bird. On the ridge and on the side of southern exposure the snow is melting sooner due to the higher-rate irradiation and thus the bird is soon getting at fresh green food. With early melting it soon finds digesting stones, too, the possibility of dust-bathing also starts earlier.

In the vicinity of ridges the rock-glacier areas provide excellent nesting place since the spring precipitation is quickly running down thus rains are causing less damage in the brood, the wild-boar is rooting and moving with difficulty among the stones. The stones also offer protection to the chicks not flying as yet.

To sum up, it can be stated that under natural conditions the hazel-hen is following by the seasonal change of place the range of sites of beech-woods on the high mountains of the Mátra to provide for its living-conditions. This semiarid – fresh – semihumid range of sites may develop under other configurations of the terrain, with other forest types, too, e. g. alder-woods along brooks. In autumn the bird is moving farther away only if the natural range of sites is interrupted or changed, respectively, by something-mostly human activity.

Human activity may both improve the living conditions of the hazel-hen by planting pines in groups and also cease it by monoculture, one story economic forest, should silviculture continually exterminate the undergrowth of forest skirts, clearings and maintain even-aged stands on large areas.

Author's Address:
P. Czájlik
Budapest
Jablunkai út 7.
H – 1037

A TÁJÁTALAKULÁS ÉS A MADÁRVILÁG VÁLTOZÁSA BIHARBAN

Dr. Kovács Gábor

Hortobágyi Nemzeti Park, Nagyiván

1970 óta vizsgálom rendszeresen Bihar megye északkeleti részének madárvilágát. Megfigyeléseimet Nagykereki, Bedő, Zomlin, Esztár, Konyár, Hosszúpályi és Derecske községek határában végeztem.

Tájképileg rendkívül változatos terület. Számos egykori folyómeder, kunhalom, rét, mocsár, szikes legelő, telepített erdő tagolja a kultúrterületeket. Megyénkre jellemző a falvak viszonylagos sűrűsége, a nagy múltú és jelenleg igen intenzív szántóföldi gazdálkodás.

A reliktumszerűen, kis foltokban megmaradt rétek, szikes tavak, mocsarak madárélete mégis meglepően gazdag. Megfigyelőútjaim során számos értékes faj költését észleltem, de a vizsgált területek fő értéke a madárvonulás fenntartásában van.

Az eltelt egy évtized során számos tájátalakulás történt a területen. A felsorolt községek határában természetvédelmet érdemlő részek is vannak, amelyek tanulmányozását mindig különös figyelemmel kísértem. Jelen munkámban is ezek közül emelek ki kettőt, amelyek madárvilágát és annak változásának okait részletesen kívánom bemutatni.

A Sándoros melletti szolonscák szikes

Hosszúpályi és Konyár községek között, Sándoros-majornál találjuk a Nagy-Fehértó nevű szikes legelőt. Csapadékos években (1970, 1974) a terület 70–80%-a víz alá kerül.

Szolonscákos szikes talaján dominál a *Puccinellietum limosae* asszociáció, számos beékelődő, szigetszerű löszfolttal, amely utóbbiakon a fenyérfű (*Andropogon ischaemum*) tömegesen előfordul. Ezek a körülmények jelzik, hogy Sándoros szikesei kevésbé hasonlítanak a hortobágyi szolonyeczekre, inkább a békési vagy a csongrádi szolonscákokkal mutatnak rokonságot.

1978 őszén a sándorosi területet gátakkal vették körül, és kb. 3 millió köbméter víz befogadására alkalmas tározót létesítettek, amelyet a Konyári-Kálló vízfolyásból terveznek feltölteni. A gátrendszer és a mederépítés előtt a terület elsősorban a vonuló madarak pihenő- és táplálkozóhelye volt. Tavasszal és kora ősszel számos ritkaságot megfigyeltem itt, mint pl. az aranylile keleti alfaja (*Charadrius apricarius altifrons*), a havaslile (*Charadrius morinellus*), a laposcsőrű víztaposó (*Phalaropus fulicarius*) stb. Száraz években a limikolák és más vízimadarak vonuláskor is elkerülték.

Fészkelő fajokban szegény volt. 7–8 pár bibic, 1–2 pár piros lábú cankó,

10 – 12 pár mezei pacsirta költött évente. 1978 után ez a helyzet nagyot változott.

A gátépítés során a készülő gátak mentén a gépek nagy felületeken elhordták a felső talajréteget, így kb. 1,5 km hosszú 30 – 70 méter széles szikestőláncolat jött létre. Bár sem 1979-ben, sem 1980-ban nem töltötték még fel a tározót, ezekben a szikes tavakban a csapadékból tekintélyes vízfelületek gyűltek össze. Különösen 1980-ban költött itt szokatlanul sok madár. A holtgátatlan felszínű, de mélyebb fekvésű részeken is megállt a víz, mert a gátrendszer megakadályozta az elfolyást, a terület szokásos kiszáradását. A tartós vízborítás hatására ez utóbbi helyen szikes réti növényzet uralkodott el (*Eleocharis palustris*, *Glyceria maxima*, *Bolboschoenus maritimus*).

Itt 15 – 20 pár fehérszárnyú szerkő, valamint 6 pár kormos szerkő vegyes fészektelepe alakult ki.

A *Bolboschoenetum* zárt állományában sikeresen költött két pár nyári lúd is.

A Sándorosra legjellemzőbb, nagy kiterjedésű homogén *Puccinellietum*ban fészkelő 6 pár piros lábú cankó, 1 pár goda, 25 – 30 pár bíbic jelzi a biotópban végbement változást. A gátak miatt jóval több volt a vizes terület, amely kedvezett a parti madarak költésének, viszont mezei pacsirtát ebben az évben csak 4 párban észleltem.

A frissen kialakult szikes tavak csupasz szegélyén 1980. május 12-én fészkelve találtam 1 pár kislilét (*Charadrius dubius*). Költőhelyül a nyers, iszapos félszigetek egyikét választották. A fészek nyílt helyen volt, a közelben nem nőtt semmilyen növény. A tavakon, ill. a szegélyükben ez volt az első megtelepedő faj.

A gát melletti rétek egyikén ugyancsak ebben az időben költött le 1 pár kucsmás billegető (*Motacilla flava feldeggii*). Fészkelőhelyükön dominált a *Beckmannia eruciformis*, sok *Lythrum* és *Rumex* kóróval. A hím feldeggii egy flava tojással volt párban. A gátakon 2 pár hantmadár és 3 pár parlagi pityer költését feltételeztem.

A szikes téli madárelétét a tározó létrehozása még nem változtatta meg. A téli énekesek közül gyakori a hósármány, a téli kenderike, előfordul a sarkantyús sármány és a fülepacsirta. Feltételezhető, hogy a tározó feltöltése sok vízimadarat vonz majd ide, más fajok viszont kiszorulnak. Erre utal az előbb tárgyalt átmeneti állapot is.

Konyári-Sóstó szikes tavai

Konyári-Sóstó település Sándorostól alig 3 km-re található, vele közvetlenül határos.

Legfőbb, természetvédelemre méltó értékét képezik az egykori folyómedrek lefolyástalanná vált részein kialakult szikes tavak. Öt nagyobb (300 – 500 m átmérőjű) tó található területén. Kettő már erősen elnádásodott, három viszont nagyrészt nyílt vizű, növényzet alig van rajtuk. Partjuk sok helyen vakszikes, szegélynövényzetük is csak foltokban vagy szigetszerűen van. Uralkodó növényfaj ezeken a helyeken a *Bolboschoenus maritimus*. Az elnádásodó tavak fészkelő fajokban gazdagok. Nyári lúd, vörös gém, kis vízicsibe, vízityúk, barna rétihéja, barkóscinege, kékbegy fészkelése rendszeres.

A nyílt szikes tavak fészkelő fajokban szegények. Az Esztár melletti,

Sziksós nevű tónál 1975–76-ban 2 pár gulipán költött. Igen gazdag viszont ezeknek a tavaknak vonuláskor a madárviláguk (tavi cankó, sárjájó, sarki partfutó, vékonycsőrű póling megfigyelése).

Vizük gyakran kiszárad, a medret ilyenkor halofita növényzet borítja el, amely a téli énekesek fő táplálékát képezi. Különösen a Kerek fenék nevű tó szárad ki elég gyakran.

A sándorosi szikes és a Konyári-Sóstó melletti szikes tavak a tájatalakító munkák során hasonló élőhelyekké váltak, egymással összefüggő tóláncolatot képeznek. A felsorolt értékes fajok előfordulása, költése arra ösztönöz, hogy az Alföld más részein meglevő, hasonló adottságú élőhelyeket is szemmel tart-suk, hiszen sok esetben egy-egy kipusztulóban levő, ritka madárfaj lel itt menedéket. Az ilyen területek védelme — legalább megyei szinten — feltét-lenül indokolt.

Irodalom — References

Kovács G. (1976): Nászruhas aranylile megfigyelése Sándoroson. Aquila. 83. 282. p.

Kovács G. (1976): Fűlespacsirta Konyári-Sóstón. Aquila. 83. 288. p.

Kovács G. (1976): Sándoros és Konyári-Sóstó madárvilága. Kézirat.

Kovács G. (1979): Téli énekesmadarak vizsgálata a Hortobágy és Bihar szikesein. Aquila. Sajtó alatt.

Transformation of the landscape and changes in the avifauna in Bihar (Hungary)

Dr. G. Kovács

Bird ecological and faunistic investigations have been conducted by the author in the north-eastern third of county Hajdú-Bihar from 1970 on. The results of his observations are discussed in the report. From the dynamism of natronophilous bird species of indicator function he is casting light on the changes of anthropogenous nature in the environment.

Author's Address:

Dr. G. Kovács

Nagyiván

Bem apó u. 1.

H – 5363

EXPERIENCES ON THE REPATRIATION OF ARTIFICIALLY REARED GREAT BUSTARDS (OTIS T. TARDA L. 1758) IN HUNGARY

Dr. T. Fodor — F. Pálnik — Dr. I. Sterbetz

Introduction

Artificial rearing of the great bustard is a hard zootechnical task solved by long-continued experimentation. The question has plentiful literature and its traditions seem to be the oldest in Hungary (*Chernel*, 1904). The experiments initially conducted for amusement as traced back to the last century have been developed in the Budapest Zoo in the period from 1907 to 1920 to a zoo practice having proved correct in its theses up to the present, and since 1958 the classical methodics have been continuously updated by *Fodor*. Since 1920, experiments have been conducted with success in a number of other European zoological gardens. A comprehensive review thereof is to be found in summarizing works by *Heinroth* (1928), *Moody* (1932), *Gewalt* (1966), *Luckschanderl* (1968), *Radu* (1969), *Fodor—Nagy—Sterbetz* (1971) and *König* (1979).

As long as the experimentation only served zoo purposes, merely problems of hatching, rearing, feeding and hygiene have been studied. Since, however, the great bustard issue has become a problem of international nature conservation, it is the repatriation to nature of birds reared in captivity, and thereby strengthening of the wild living populations that have become the targets.

Repatriation experiments abroad

Threads of the repatriation of the great bustard precede by far the traditions of artificial rearing. Already at about 1628 to 1630, such experiments have been carried out when *Wallenstein* attempted to settle in Mecklenburg great bustards originating from Bohemia captured wild (*Niethammer*, 1963). In 1900 and 1901 birds imported from Spain, Roumania and Hungary were released in England unsuccessfully (*Vadász Lap*, 1901; *Zoológiai Lapok*, 1902). The first casual success was achieved by *Rainer* (1942). In Dobrudsha (Roumania) he had four great bustards hatched in 1919 by a turkey. These birds were living free for two years in a barn-yard. They began straying at their third year of age in a circle of ever larger radius and flew off in the summer of the third year. One of the males returned in December. This bird spent the winter in the safe environment of the barn-yard, then, in spring left for good and all.

At present, repatriation of saved great bustards is carried out on farms in the German Democratic Republic. In the last ten years, young birds have been regularly placed out in the first autumn of their life (*Prill*, 1969; *Dornbusch*, 1976). In spite of the high rate of mortality in the first year the results

are considered satisfactory and the methodics based on drastic repatriation entailing sacrifice but leading to quick results has been rendered systematic.

Experiments in Poland are based on the so-called "microevolution" principle. The method consists in closed space management with several variations. It is aimed to develop a population transformed in its etiological and ecological characteristics suitably adapting itself to the conditions of changed habitats. The experiments are conducted by the Institute for Applied Zoology of the Academy of Agriculture of Poznan on the great bustard rearing farm at Siemianicze founded in 1974 (*Graczyk*, 1975, 1976; *Graczyk — Bereszynski — Michocki*, 1979). No repatriation result has been achieved as yet with the birds reared here.

In England, experiments are carried out to study the closed space management and reproduction of great bustards originating from the Iberian peninsula (verbal information by *N. Collar*).

To the authors' knowledge, in future, strengthening of the *Otis t. tarda* population is envisaged in Czechoslovakia, Bulgaria, Spain and Kazakhstan using repatriation.

Experiences of repatriation in Hungary

In Hungary it is firstly intended to improve by the repatriation programme the structure and genetic state of wild great bustard populations deteriorated in their qualitative conditions. The problem was partly due to the hunting damage of earlier decades. Initially, it has impaired the populations in quantity, later on, due to one-sided cock shooting it led to an extreme worsening of the sex ratio. At present, the hunting of great bustards being prohibited it is the damage due to cultural practices that has driven the success of reproduction to a minimum level, and thus the populations have grown old. Therefore, the replacement should be artificially promoted, too.

The first phase of work, hatching and rearing have been solved and have traditions by now. At the same time, the possibilities of the final aim, continuous repatriation, are scarcely known as yet.

Turning the artificially reared great bustards wild again is highly circumstantial for two reasons. One of the difficulties is the well-known connection evolving between great bustard chicks and their tenders that develops very soon and is almost insolvable, the other is the stress effect arising on the occasion of return to the free environment. Earlier experiments performed with birds reared under zoo conditions offered pessimistic experiences. On the other hand, the authors' investigation launched in the spacious environment of their great bustard experiment station operated since two years seem promising.

Repatriation can be attempted using three kinds of solution:

- drastic repatriation of young birds possibly reared at the cost of little human relations;
- with birds maintained on a spacious living-space having no intercourse with man beyond what is strictly necessary, waiting that sooner or later they voluntarily leave their enclosed habitat;
- by the continued breeding of birds kept in captivity and having grown

tame, whose progeny is being reared exempt from man. This second generation is going to be released.

Authors' experiences relating to these three kinds of methods are as follows.

Drastic repatriation experiments

In 1943 *Sterbetz* had great bustards hatched using turkeys at Nagyszénás in county Békés. He attempted to release three chicks at ten weeks of age on the habitat of wild great bustards. He repeated the attempt on three occasions in two-day intervals each but in all three instances the birds were flying back immediately to their rearing place to be found next to a group of agricultural buildings. Finally, these birds had to be transported to the zoo.

From 1958 on, the Bird Section of the Budapest Zoo organized the saving of endangered great bustard nests. This work was mainly based by *Fodor* on hunting associations. The Hunting Association of Dévaványa in Eastern Hungary was the most interested in it since a great bustard population of some 300 to 350 birds were living on its area. Latter is an ideal environment for the great bustard. Pheasant (*Phasianus colchicus*) eggs were hatched by brood-hens on the pheasant rearing farm of the Hunting Association, great bustard eggs mown out were treated the same way. In 1965, 14 great bustard chicks hatched out here, of these eleven were raised. On August 28, attempts were made to forcefully repatriate birds at 90 days of age. The first attempt was made in the afternoon hours. The great bustards driven out in front of the pheasant farm were unwilling to leave. They sat down and emitted their characteristic piping-crying voice. Next day, they were joined to an extensively managed flock of turkeys. The great bustards made timid approaches keeping safe distance to the turkeys of similar age who received the foreign birds. Early in September five of the eleven great bustards perished due to a disease ("black head") contracted from the turkeys. At the same time, this infection did not kill the turkeys. Evidently, a lower-rate infection stress took place that the non-resistant great bustards could not withstand anymore. The six great bustards having survived were taken back to the pheasant farm. After two weeks of care and maintenance the ringed birds were transported in a cart to 10 km distance where a number of wild great bustards were regularly staying. On the flat steppe area the animals were released, then the tenders quickly left. The great bustards left behind observed the departing persons while standing on the spot. The cart returned to the pheasant farm after one hour and a half. By that time, three of the released birds were walking near the fencing. The carrion of one of the other three was found on September 30 in about one week's state, at 4 km distance from the site of release. Another bird joined a foreign person who captured it. Merely one single bird disappeared without leaving a trace whose successful repatriation may be presumed. The birds having returned to the pheasant farm had to be taken to the zoo.

Experiences of voluntary repatriation

In 1940, nine great bustard chicks hatched by a brood-hen and reared at the house were kept by *Sterbetz* on an enclosed area of 3 ha extension sown to lucerne at Kondoros (county Békés, Hungary). From their 28 days of age on, the birds were driven out by their tender to the neighbouring fields and pastures. From this time onwards, they were re-admitted to the enclosed rearing space only for night. From their nine weeks of age on, the birds left the sleeping-place and were straying by themselves until evening. They spent the winter on the enclosed area but continued straying during the winter, too. Next year in March they finally left in flocks. This half-wild great bustard flock could be regularly observed that year in spring and early summer, at about 7 to 8 km distance from their enclosed place of management. They were awaiting man to 50 to 60 m, horse-drawn vehicle still closer. Later on, their observation was hindered by the run-up summer vegetation. At the time the autumn great bustard flocks were formed, the wild living birds and those set out whose ringing was not possible as yet at that time, could not be distinguished anymore. There were no news of perished or captured great bustards, thus presumably the repatriation ended with success. It should be stressed that this experiment has been carried out at the habitat of a wild population of some 500 birds where even at the time the captivity birds were straying there was regular occasion for connections with the wild birds.

In 1975, the Landscape Conservation District at Dévaványa in Eastern Hungary has been established in view of experiments on the open-air protection of the great bustard. The preserve is of 3433 ha extension, to 53% with a biotop of steppe character (*Sterbetz* 1977). In 1980, the preserve is owned by the National Environment and Nature Conservation Office, and from 1981 on, management will be in compliance with the aspects of great bustard protection. On the area there are fields of poor quality suitable only for extensive management. A great bustard protection station has been built in the steppe zone in 1978 where the authors intend to have the great bustard eggs saved from damages due to cultural practices, hatched. On the basis of earlier experience, yearly some 100 eggs are reckoned with here. The station started functioning in autumn 1978. The technological equipment, tenders and researchers will be accommodated in its three buildings. Treatment will be provided by three animal tenders under guidance of a technician. Scientific work will be managed by the Ornithological Institute. Late in summer the great bustard chicks reared on the farm will be set out to a 200×300 m (6 ha) enclosed area of forest steppe character. In November 1978, 15 one-to three-year-old great bustards, originating from a zoo, with amputated wings have been settled here. In August 1979, 55 birds, 90 days old, hatched and reared already at the farm have been placed with them. These birds had only their wing feathers cut off and on the occasion of their first moulting regained their flying ability.

With the new feathers developed these birds were flying about more and more frequently. At first, the flying trials occurred only inside the fencing then successive arbitrary leaving was observed. Observations of the re-settling:

— on the 15th January 1980, one bird has left;



Figure 13. Great Bustard Experiment Station at Déaványa.

*13. ábra. A déaványai tűzoktórtérleti állomás
(Fotó: Dr. Sterbetz I.)*



Figure 14. One-year old great bustard cock in free environment photographed on 11th June 1980. The bird has voluntarily repatriated from the Great Bustard Experiment Station to the habitat of wild great bustards

14. ábra. 1980. június 11-én szabad környezetben fényképezett egy éves tüzokkakas. A madár a tüzokkakásról állomásra önként repatrált

- on the 20th January, one more flew away, its carcass torn up by a fox (*Vulpes vulpes*) was found next day in the neighbourhood of the farm;
- in the course of January it occurred several times that some birds flew out and were walking about near the farm; part of them returned voluntarily, some were driven back by the tenders;
- on the 10th February one more bird left the farm for good;
- on the 7th May one bird flew off;
- on the 10th May, ten great bustards flew off in closed flock at once; of these, one returned the same day, three others only after a few days, the remaining six departed for good and all;
- on the 2nd July one bird took cover on a pasture 2 km away from the farm; from its nearing tender it took flight again and disappeared in the direction of a known rutting site.
- on the 9th July two birds left the farm. At the same time, the game warden *M. Lánci* noticed at 3 km distance from the farm, on a short-grass alkaline pasture three ringed great bustards (consequently coming from the farm) in the company of four wild great bustards! This was the first occasion when the mixing of reared and wild birds has been verified at Dévaványa;
- on the 11th July a photo was taken by *Sterbetz* of a ringed great bustard at 2 km distance from the great bustard farm;
- as of June, there is a constant fluctuation in the number of intact plumaged, one-year-old birds. Birds reared half-wild are leaving and coming each day. The number of birds considered to have finally departed comes to 62 according to the state recorded on the 1th Sept. 1981. All of them are one-year-old birds hatched in spring 1979. According to an information obtained meanwhile, the several months' remains of a ringed great bustard originating from the great bustard farm has been found at some 4 km distance from the farm.

In the period from September to November 1979, the great bustards reared on the 6 ha enclosed area were showing highly restless behaviour. They were searching for the possibility of getting out that was still impossible at that time due to the cut off wing feathers. Three birds suffered fractures of legs and wings during this restless period. Two of them were healed. This state ceased with the onset of winter. The flyings off were always accompanied by adverse weather periods. The great bustards were leaving at the time of sunspot activity, strong wind, sudden change in atmospheric pressure, "break through on the front". The lasting restlessness observed in autumn is certainly in correlation with the formation of wintering flocks of wild great bustards. It cannot be disregarded either that during this period wild great bustards living in the neighbourhood frequently approached the farm, thus the birds in captivity could regularly see their companions. This is going to be gradually promoted by rape (*Brassica napus*) sown to the vicinity of the farm, this crop being a highly favoured winter feed for the great bustard.

Repatriation of great bustards originating from the continued breeding of captivity birds

In experiments conducted so far neither hens older than four years nor five to six years old cocks have been available that would have multiplied in a suitable spacious environment. The conditions and ideal biotope of

the great bustard farm at Dévaványa render it probable that reproduction will be successful. In the zoos at Duisburg, Budapest and West-Berlin this zootechnical problem has been solved in considerably more adverse environment (Fodor, in: Fodor — Nagy — Sterbetz, 1971).

Conclusions

Considering the experiences obtained so far and the possibilities of the nature conservation area having become the property of the Nature Conservation Office the repatriation plans of the future are determined in Hungary by the following aspects:

1. Under the conditions at Dévaványa forceful setting out is justified only in cases necessitated by over-population of the farm. Setting out is advisable only from the spring of next year on, with regard to the critical winter season. Initial days of the period of reproduction seem the safest when the winter flocks of great bustards disintegrate also in the free environment and the territorial activity is generally increased.

2. Success of the voluntary repatriation has been verified. In all probability, this method is promising the becoming independent of considerable part of the birds in half-wild management. Presumably, several birds will not take the opportunity and will remain tame for good and all. A drawback of the method is that the experiences obtained from both man and tame great bustards present ethological drawbacks for the great bustards resettling that way.

3. Management without human agency and voluntary repatriation of birds reproduced in captivity is promising the most reliable results. It has the difficulty of solving the no-man treatment, and the drawback is the breeding material sexually immature up to four to six years of age.

4. With all three methods, restriction to the minimum of the contact between man and the great bustard is highly desirable.

5. Hygiene of the great bustard farm is of outstanding importance. Systematic disinfection of the tender as well as sterile feed, require the most careful discipline. The great bustards should be possibly isolated from rodents and birds.

6. External conditions of repatriation are, on the one hand, optimum biotop, on the other, presence there of a wild great bustard population of considerable number. On areas, where these two basic requirements are not provided, repatriation is surely hopeless. Every attempt intending to place the great bustard into an environment from where this bird has completely perished or where it has never lived, consequently lacking the possibility of adjoining wild companions, is fully senseless. From the aspect of nature conservation such experimentation merits criticism also ethically.

Authors' Address:
T. Fodor
Budapest
Frankel Leó u. 20.
H — 1027

F. Pálnik
Dévaványa
Túzoktelep
H — 5510

I. Sterbetz
Budapest
Fivér u. 4/a
H — 1131

References — Irodalom

- Chernel, I. (1904):* Madarak in: Brehm's Tierleben. Budapest. VI. p. 199 – 207.
- Dornbusch, K. (1976):* Schutz und Förderung der Grosstrappe (*Otis tarda* L. 1758) in DDR. II. Nemzetközi Tűzokvédelmi Szimposium előadásai. Sarkadremete, 1976. szept. 28 – 30. p. 63 – 65.
- Fodor T. – Nagy L. – Sterbetz I. (1971):* A tűzok. Budapest, Mezőgazdasági Kiadó. p. 1 – 155.
- Gewalt, W. (1966):* Über die Haltung und Zucht der Grosstrappe. Zoologische Garten. 32. p. 255 – 327.
- Graczyk, R. (1975):* Forschungsprogramm und Aufgaben der Aufstalt zur Trappenzucht (*Otis tarda*) in Polen. Roczniki AR W Poznaniu. R. 86. Ornith. Stos. 8(9)10. Poznan. p. 1 – 14.
- Graczyk, R. (1976):* Research methods of the breeding centre of bustard (*Otis tarda* L.) in Poland. II. Nemzetközi Tűzokvédelmi Szimposium előadásai. Sarkadremete, 1976. szept. 28 – 30. p. 53 – 54.
- Graczyk, R. – Bereszynski, A. – Michocki, J. (1979):* Adaptowanie sie dzikich dropi (*Otis tarda* L.) do warunkow doelanch. Roczniki AR w Poznaniu. Ornithologia Stosowana. 11.
- Heinroth, O. u. M. (1928):* Die Vögel Mitteleuropas. Bd. III. p. 116 – 131.
- König, O. (1979):* Die Grosstrappe (*Otis tarda* L.) Gegenwartsprobleme und Rettungsmöglichkeiten. Forschungsgemeinschaft Wilhelmsmienenberg kiadv. Wien, p. 1 – 10.
- Luckschanderl, L. (1968):* Über Aufzucht von Grosstrappenküken- Die Gefiederte Welt. p. 183 – 187.
- Moody, A. (1932):* Waterfowl and Game Birds in Captivity. London.
- Niethammer, G. (1963):* Die Einbürgerung von Säugetiere und Vögel in Europa. Hamburg – Berlin. p. 272.
- Prill, G. (1969):* Aufzucht und Pflege junger Grosstrappe in Serrhan. Der Falke. 10. p. 350 – 353.
- Radu, D. (1969):* Die Aufzucht von Grosstrappen in Zoologischen Garten Bukarest. Freunde des Köllner ZOO. H. 2. 12. Jhg. p. 59 – 64.
- Rainer, R.-né (1942):* Tűzokokról. Nimród Vadászújság. III. (XXX.) február 1. p. 53 – 54.
- Sterbetz, I. (1977):* The environment of the Great Bustard (*Otis tarda* L.) in Hungary. Aquila, 1976. 83. p. 53 – 68.
- (1901): Tűzok meghonosítása Angliában. Vadász Lap. VII. 5. p. 253.
- (1902): Tűzokhonosítás Angliában. Zoológiai Lapok. IV. p. 207.

Magyarországi tapasztalatok mesterségesen felnevelt tűzokok (*Otis t. tarda* L. 1758) repatriációjáról

Dr. Fodor Tamás – Pálnik Ferenc – Dr. Sterbetz István

Bevezetés

A tűzok mesterséges felnevelése hosszú kísérletezéssel megoldott, nehéz zootechnikai feladat. A kérdés irodalma gazdag, és lehetséges, hogy e problémának Magyarországon legrégebbiek a hagyományai (*Chernel, 1904*). A múlt század óta nyomon követhető, kezdetben hobbi célú kísérleteket 1907 – 1920 időközében a budapesti ZOO-ban fejlesztették téziseiben ma is helytálló állatkerti gyakorlattá, és 1958 óta *Fodor* folyamatosan modernizálja a klasszikus metodikát. 1920 óta számos más európai állatkert is sikerrel kísérletezett. Áttekintő ismertetésük *Heinroth (1928)*, *Moody (1932)*, *Gewalt (1966)*, *Luckschanderl (1968)*, *Radu (1969)*, *Fodor – Nagy – Sterbetz (1971)* és *König (1979)* összefoglaló munkáiban található.

Amíg a kísérletezés csak állatkerti célokat szolgált, addig mindössze a keltetés, a nevelés, a takarmányozás és a higiénia problémáit vizsgálták. Amióta azonban a tűzokkérdés nemzetközi természetvédelmi problémává vált, a fogságban nevelt példányoknak a szabad természetbe történő visszajuttatása és ezzel a vadon élő populációk erősítése a cél.

Repatriációs kísérletek külföldön

A tűzok repatriációjának szálai messze megelőzik a mesterséges nevelés hagyományait. Már 1628 – 1630 táján történtek ilyen kísérletek, amikor *Wallenstein* Csehországból származó, vadon fogott tűzokokat Mecklenburgba próbált áttelepíteni (*Niethammer*, 1963). Angliában 1900. és 1901. évben Spanyolországból, Romániából és Magyarországból hozott állatokat engedtek szabadon eredménytelenül (Vadász Lap, 1901; Zoológiai Lapok, 1902). Az első, véletlen adta eredmény *Rainer*-től (1942) származik. A romániai Dobrudzsában 1919-ben pulykával keltetett ki itt a szerző négy tűzokot. Ezek a madarak két évig szabadon éltek egy baromfiudvarban. Harmadéves korukban kezdtek egyre nagyobb sugarú körben kóborolni, és a harmadik év nyarán elrepültek. Az egyik ♀ decemberben visszatért. Ez a példány a baromfiudvar biztonságos környezetében töltötte a telet, majd tavasszal végleg távozott.

Jelenleg a Német Demokratikus Köztársaság üzemi szinten foglalkozik a mentett tűzokok repatriációjával. Az utóbbi tíz évben már rendszeresen helyeznek ki életük első őszén fiatal példányokat (*Prill*, 1969; *Dornbusch*, 1976). Az eredményeket az első évi magas mortalitás ellenére is kielégítőnek ítélik meg, és rendszeresítették ezt az erőszakos visszatelepítéssel alapuló, áldozatos, de gyors eredményekre vezető metodikát.

A lengyel kísérletek az ún. „mikroevolúciós” elven alapulnak. A módszer zárt téri tartás többféle variációban. Célja egy olyan etológiai és ökológiai tulajdonságaiban átalakított populáció kifejlesztése, amely a megváltozott élőhelyek adottságaihoz megfelelően alkalmazkodik. A kísérletet a Poznani Mezőgazdasági Akadémia Alkalmazott Állattani Intézete végzi az 1974-ben alapított, Siemianiczei Tűzoknevelő Telepen (*Graczyk*, 1975, 1976; *Graczyk – Bereszynski – Michocki*, 1979). Ezekkel az itt nevelt állatokkal repatriációs eredmény meg nem adódott.

Angliában az Ibériai-félszigetről származó tűzokok zárt téri tartása és továbbszaporítása érdekében történik kísérletezés (*Collar*, N. szóbeli tájékoztatása).

Tudomásunk szerint a jövőben Csehszlovákiában, Bulgáriában, Spanyolországban és Kazahsztanban tervezik az Otis t. tarda populációjának repatriációs úton történő meg erősítését.

Repatriációs tapasztalatok Magyarországon

Magyarországon a repatriációs programmal elsősorban a minőségi adottságaiban leromlott, vad tűzokpopulációk struktúráján és genetikai állapotán szeretnénk javítani. A problémát egyrészt a korábbi évtizedek vadászati károsítása okozta. Ez kezdetben a populációkat mennyiségében károsította, később az egyoldalú kakaslövés miatt nagyon szélsőséges ivarányromláshoz vezetett. A jelenben, amikor a tűzok vadászata már tilos, az agrotechnikai károsítás a szaporodás sikerét szorítja minimális szintre, és így folyamatosan elöregednek a populációk. Ezért szükséges az utánpótlást mesterségesen is elősegíteni.

A munka első fázisa, a keltetés és a nevelés ma már tradíciókkal rendelkezően megoldott. Ugyanakkor alig ismerjük még a végcél, a folyamatos repatriáció lehetőségeit.

A mesterségesen felnevelt tűzokok visszavádítása két okból rendkívül körülményes. Az egyik közismert nehézség a tűzokcsibék és gondozóik között nagyon hamar kialakuló, és majdnem feloldhatatlan kapcsolat, a másik a szabad környezetbe történő visszatérés alkalmával bekövetkező stresszhatás. Korábban az állatkerti körülmények között nevelkedett madarakkal végzett kísérletek pesszimista tapasztalatokat szolgáltatottak. Ezzel szemben perspektivikusabbnak ígérkezik a két éve üzemelő tűzokkísérleti állomásunknak tágas környezetében beindított vizsgálatunk.

A repatriációt háromféle megoldással lehet megkísérlni:

- fiatal, lehetőleg kevés emberi kapcsolat árán felnevelt példányok erőszakos visszatelepítésével;
- tágas léttérben tartott, emberrel csak a legszükségesebb mértékben érintkező példányokkal, arra várva, hogy ezek előbb-utóbb önként hagyják el elkerített élőhelyüket;
- fogságban tartott, megszeliült példányok továbbtenyésztésével, amelyek szaporulata már embermentesen nevelkedik. E második generáció kerül majd szabadon bocsátásra.

E háromféle módszerrel kapcsolatos tapasztalataink a következők.

Erőszakolt visszatelepítési kísérletek

1943-ban Sterbetz a Békés megyei Nagyszénáson pulykával keltezett tűzokokat. 3 db csibét próbált 10 hetes korban vad tűzokok élőhelyén kibocsátani. Két-két napos időközben háromszor kísérlete meg ezt, de a madarak mindhárom esetben azonnal visszarepültek egy mezőgazdasági épületesoport közelében levő nevelőhelyükre. Ezeket az állatokat végül állatkertbe kellett szállítani.

1958-tól a Budapesti Állatkert Madárorsztálya szervezte a veszélyeztetett tűzokfészkek mentését. Ezt a munkát Fodor elsősorban vadásztársaságokra alapozta. A legérdekeltőbb volt ebben a kelet-magyarországi Dévaványai Vadásztársaság, amelynek területén kb. 300 – 350 egyedtel számlálható tűzokpopuláció élt. A terület a tűzok eszményi környezete. A vadásztársaság fácán- (*Phasianus colchicus*) nevelő telepén kotlóstyúkkal keltezték a fácántojást, ugyanígy kezelték a kikaszált tűzoktojásokat is. 1965-ben itt 14 tűzokcsibe kelt ki, és ezekből 11-et sikerült felnevelni. Augusztus 28-án 90 napos korban próbálták a madarakat erőszakosan repatriálni. Az első próbálkozás a délutáni órákban történt. A fácántelep elé kiterelt tűzokok nem voltak hajlandók eltávozni. Leültek és jellegzetes füttyülő-síró hangjukat hallatták. Másnap extenzív tartású pulykacsapathoz csatlakoztatták őket. A tűzokok félénken, biztonságos távolságot tartva közelítettek a hasonló korú pulykákhöz, amelyek befogadták az idegen madarakat. Szeptember elején a 11 tűzokból 5 példány a pulykáktól kapott betegség („black head”) miatt elpusztult. A pulykák között ugyanakkor ez a fertőzés nem pusztított. Nyilvánvalóan alacsonyabb fertőzősi terhelés történt, amelyet a rezisztencia-mentes tűzok már nem bírt ki. A megmaradt 6 tűzokot ekkor visszavitték a fácántelepre. Kéthetes tartás után a meggyűrűzött madarakat szekérrel 10 km távolságra szállították, ahol számos vad tűzok is rendszeresen tartózkodott. A sík sztyeppterületen az állatokat kiengedték, majd a személyek gyorsan eltávoztak. A visszahagyott tűzokok egy helyben állva figyelték a távozókat. A kocsis másfél óra múltán érkezett vissza a fácántelepre. Ekkorra már a szabadon bocsátott madarakból három a kerítés mellett sétált. A másik három közül az egyik hulláját kb. egyhetes állapotban szeptember 30-án megtalálták, a kibocsátás helyétől 4 km távolságban. Egy másik példány idegen emberhez csatlakozott, aki azt elfogta. Egyetlen példány tűnt csak el nyomtalanul, amelynek sikeres repatriációja is feltételezhető. A fácántelepre visszatért madarakat állatkertbe kellett szállítani.

Tapasztalatok az önkéntes repatriációról

Sterbetz 1940-ben a kelet-magyarországi Kondoroson (Békés m.) kilenc, kotlóstyúkkal kikeltetett és háznál nevelt tűzokcsibét tartott 3 ha nagyságú, lucernával bevetett, elkerített területen. A madarakat 28 napos koruktól kezdve gondozójuk naponta kiterelte a szomszédos szántóföldekre és legelőkre. Ettől kezdve csak éjszakára engedték vissza őket az elkerített nevelőterbe. Kilenc hetes koruktól kezdve a madarak már maguktól hagyták el az alvóhelyet, és estig önállóan kóboroltak. A telet az elkerített területen töltötték, de télen át is folyamatos volt a kóborlásuk. A következő év márciusában csapatosan végleg eltávoztak. Ezt a félvad tűzokcsapatot azon a tavaszon és nyár kezdetén rendszeresen meg lehetett figyelni, zárt téri tartási helyüktől 7 – 8 km távolságban. Az embert 50 – 60 m-re bevárták, a lovas kocsit még közelebb. A felmagasodó, nyári növényzet később lehetetlenné tette megfigyelésüket. Az őszi tűzokcsapatok kialakulása idején már nem lehetett különbséget tenni a vadon élő és a kitelepült példányok között, amelyek meggyűrűzésére sajnos akkor még nem volt lehetőség. Elhullott vagy elfogott tűzokról nem érkezett hír, így valószínű, hogy sikeresen végződött a repatriáció. Hangsúlyoznunk kell, hogy ez a kísérlet egy kb. 500 egyedtel számlálható, vad populáció élőhelyén történt, ahol még a fogsági példányok kóborlása idején is rendszeres alkalom nyílt a vad példányokkal történő kapcsolatra.

1975-ben a tűzok szabadtéri védelmének kísérletei érdekében létesült a Dévaványai Tájvédelmi Körzet Kelet-Magyarországon. A védett terület kiterjedése 3433 ha, 53%-ban sztyepp jellegű biotóppal (Sterbetz, 1977). A rezervátum 1980 óta az Országos Környezet- és Természetvédelmi Hivatal tulajdona, és ott 1981-től a gazdálkodás a tűzokvédelem szempontjainak megfelelően történik. A rezervátumban levő szántóföldek minősége rossz, és ott csak extenzív gazdálkodás folytatható. A sztyeppzónában épült fel 1978-ban a tűzokvédelmi állomásunk, ahol az agrotechnikai károk elől mentett tűzoktojásokat számdékozunk a jövőben kikeltetni. A korábbi tapasztalatok alapján évi 100 db körül alakuló tojásmennyiségre számítnak itt. Az állomás 1978 őszén kezdte meg működését. Három épülete a technológiai berendezéseknek, a kezelőknek és a kutatóknak elhelyezését biztosítja. A kezelést egy technikus irányításával három állatgondozó látja el. A tudományos munkáról a Madártani Intézet gondoskodik. A telepen felnevelkedő tűzokcsibék nyár

végén egy erdőssztyepp jellegű, 200 × 300 m-es (6 ha) bekerített területre lesznek kihelyezve. Ide 1978 novemberben 15 db állatkertből származó, amputált szárnyú, 1–3 éves tűzokot telepítettünk. 1979. augusztusban 55 db – már a telepen keltetett és nevelt 90 napos példányt helyeztünk ki hozzájuk. Ezeknek a madaraknak csak a szárnytol-lai voltak levágva, és első vedlésük alkalmával visszanyerték röpképességüket.

Új tollazatuk kifejlődésével ezek a madarak egyre gyakrabban repkedtek. A repülési próbák először csak a kerítésen belül történtek, majd egymást követő, önkényes távozásra került sor. A kitelepülések észlelései:

- 1980. január 15-én egy példány távozott;
- január 20-án ismét kirepült egy, ennek róka (*Vulpes vulpes*) által szétépett tetemét másnap megtalálták a telep közelében;
- január folyamán többször előfordult, hogy egyes példányok kirepültek, és a telep közelében sétálgattak; ezek egy része önként tért haza, egyeseket az állatgondozók tereltek vissza;

- február 10-én újabb madár hagyta el végleg a telepet;
- május 7-én egy példány repült el;
- május 10-én zárt csapatban tíz tűzok repült ki egyszerre; közülük egy még aznap, a másik három csak napok múlva tért haza, a többi hat végérvényesen távolmaradt;
- július 2-án egy példány a teleptől 2 km-re szállt le egy legelőre; közelítő gondozója elől újból felrepült és egy közismert dűrgőhely irányában tűnt szem elől;
- július 9-én két példány hagyta el a telepet. Ugyanakkor *Lánci Mihály* vadór a teleptől 3 km-re egy rövid fűfű szikes legelőn 3 db gyűrűvel jelölt (tehát a telepről származó) tűzokot figyelt meg 4 db vad tűzok társaságában! Ez az első alkalom, hogy felnevelt és vad madarak keveredése bebizonyosodott Dévaványán;

- július 11-én a tűzokteleptől 2 km távolságban *Sterbetz* egy gyűrűvel megjelölt példányt fényképezett;

- júniustól kezdve az ép tollazatú, egyéves példányok között állandó a létszámingadozás. Naponta távoznak és érkeznek a félvadon nevelt madarak. A véglegesnek tekintett távolmaradók száma 1981. szeptember-i állapot szerint 62 db. Valamennyi 1979 tavaszán keltetett egyéves példány. Időközben érkezett a hír, hogy egy gyűrűvel jelölt, a tűzoktelepről származó tűzok több hónapos maradványát a tűzokteleptől mintegy 4 km távolságban megtalálták.

1979 szeptemberétől kezdve november végéig a 6 ha-os bekerített területen tartott tűzokok rendkívül nyugtalanul viselkedtek. Bujkálva keresték a kijutás lehetőségét, amely akkor még levágott szárnytollaik miatt nem volt lehetséges. Három példány e nyugtalan periódusban láb- és szárnytörést szenvedett. Közülük kettőt sikerült meggyógyítani. Ez az állapot a tél beálltával megszűnt. A kirepüléseket mindenkor kellemetlen időjárási periódusok kísérték. Napfolttevékenység, erős szél, hirtelen légnyomásváltozás, „frontbetörések” idején távoztak a tűzokok. Az ősszel észlelt, huzamos nyugtalanság bizonyára a vad tűzokok telelő csapatainak kialakulásával hozható összefüggésbe. Az sem hagyható figyelmen kívül, hogy ebben az időszakban a közelben élő vad tűzokok is gyakran megközelítették a telepet, így a fogsági példányok rendszeresen láthatták vad társaikat. Ezt a körülményt a jövőben a telep közelében vetett repcével (*Brassica napus*) – a tűzok kedvelt téli táplálék növényével – fokozatosan igyekszünk majd elősegíteni.

Fogsági példányok továbbtenyésztéséből származó egyedek repatriációja

Eddigi kísérleteink során még nem rendelkezünk olyan, négy évnél idősebb tyúkokkal és 5–6 éves kakasokkal, amelyek megfelelő tágas környezetükben szaporodhattak volna. A dévaványai tűzoktelep tágas adottságai és eszményi biotópja valószínűsítik, hogy a szaporítás sikerülni fog. A dűsburgi, a budapesti és a nyugat-berlini állatkertekben ezt a nehéz zootechnikai kérdést sokkal kedvezőtlenebb környezetben is sikerült már megoldani (*Fodor*, in: *Fodor – Nagy – Sterbetz*, 1971).

Következtetések

Az eddigi tapasztalatok és a természetvédelmi tulajdonba került rezervátum lehetőségeit mérlegelve a következő szempontok határozzák meg a jövőbeni magyar repatriációs terveket.

1. A dévaványai adottságok mellett az erőszakolt kihelyezés csak olyan esetben indokolt, ha a telep túlnépesedettsége ezt kényszerből megkívánja. A kihelyezés a kritikus téli időszakra való tekintettel csak a következő év tavaszától célszerű. Legbiztosabbnak

látszik a szaporodás időszakának kezdeti napjai, amikor a téli tűzokcsapatok a szabad környezetben is felbomlanak és a területiális aktivitás általánosan fokozott.

2. Az önkéntes repatriáció sikere bebizonyosodott. Ez a módszer a jövőben minden bizonnyal a félvadon tartott madarak jelentős hányadának önállósulását ígéri majd. Valószínű, hogy számos madár magától nem fog élni ezzel a lehetőséggel és végérvényesen szelíd marad. E módszer hátránya még, hogy az embertől és a szelíd tűzokoktól kapott tapasztalatok etológiai hátrányokat jelentenek az ily módon kitelepülő tűzokok számára.

3. A fogságban szaporított egyedek utódainak embermentes tartása és önkényes repatriációja ígéri a legbiztosabb eredményeket. Ennek nehézsége az embermentes kezelés megoldása, hátránya a 4–6 éves korig ivaréretlen tenyészanyag.

4. Mindhárom módszernél az ember és a tűzok kapcsolatának minimumra szorítása hangsúlyozottan kívánatos.

5. Rendkívül nagy jelentősége van a tűzoktelep higiéniájának. A gondozók rendszeres fertőtlenítése és a steril táplálék a leggondosabb fegyelmet kívánja meg. Rágcsálók és madarak elől a tűzokokat lehetőség szerint el kell különíteni.

6. A repatriáció külső feltételei egyrészt az optimális biotóp, másrészt ott egy nagyobb létszámú, vad tűzokpopuláció jelenléte. Olyan területeken, ahol ez a két alapkövetelmény nincs biztosítva, a repatriáció reménytelen. Értelmetlen minden olyan kísérletezés, amely a tűzokot olyan környezetbe kívánja helyezni, ahonnan ez a madár már maradéktalanul kipusztult vagy sohasem élt, így nincs meg a vad társakhoz csatlakozás lehetősége. Természetvédelmi szempontból az ilyen kísérletezés etikailag is kritikát érdemel.

ADATOK A HALASTAVAKNÁL GYŰJTÖTT DANKASIRÁLYOK (LARUS RIDIBUNDUS) TÁPLÁLKOZÁSÁHOZ

Dr. Rékási József

Magyarországon a halgazdaságok száma az utóbbi két évtizedben rohamosan növekedett. Mesterséges halastavainkon nagy egyedszámban jelenlevő, sokszor nagy kolóniában költő, sokféle táplálékot fogyasztó dankasirályok sok problémát vetnek fel. Az újabb „madárkár”-viták tették szükségessé, hogy a Madártani Intézet kutatási programjába iktassa a tógazdasági dankasirályok táplálkozásvizsgálatát.

Vizsgálatunk célja e faj szerepének tisztázása az ivadéknevelés szempontjából, valamint az őszi lehalászások idején.

Korábbi hazai helyzet

Legjobb összefoglalót *Keve* (1962, 1964) munkáiban találunk. Hangsúlyozza, hogy a táplálkozásbiológiai vizsgálatoknál nagyon fontos a táplálkozás módjának az ismerete is. A halgazdaságok sokszor ezt nem veszik tekintetbe.

Figyelembe kell venni a madárgyűrzési eredményeket is a táplálkozási vizsgálatoknál. Ősszel nagy tömegekben megjelenő dankasirályok a Magyarországtól É – ÉK-re fészkelő populációkból származnak. Ugyancsak a tudományos gyűrzés igazolta, hogy a nálunk fészkelő dankasirályok nagy része a lehalászás idején már jórészt az Adriánál, Olaszországban található, tehát nem okoz kárt a tógazdaságainknál.

Papp (1954) szerint a halastavaknál a dankasirályok tápláléka 33%-ban halból áll. Ennek mennyiségét azonban a nyáron és ősszel a duplájának takasította.

Fekete (1955) hangsúlyozza, hogy a dankasirályok csak tavasszal és ősszel fognak halat, egyébként táplálékukat a szárazföldön keresik.

Lakatos (1913) könyvében a dankasirályt, mint halászati kártevőt írja le.

Chernel (1899) szerint főtápláléka többek között káros rovarokból, földigilisztákból áll. A költési időben apró halakat és dögöket eszik. A halastavaknál kisebb kárt tehetnek, de ez eltörpül a mezőgazdaságilag hasznos tevékenység mellett. *Chernel* 1901 tavaszán kb. 1000 dankasirályt figyelt meg, amint egy sáskagradációt szüntettek meg.

Csörgey (1909) köpeteket gyűjtött a velencei kolóniánál. A nagyon sok káros rovar és mezei pocok mellett csupán 4 apró halat talált. *Schenk-Vönnöcký* Csörgey részére gyűjtött és 1929-ben tette közzé további 100 köpetanalízis eredményét balatoni halastavakból. Valamennyi földipoloska maradványából állt, csak két esetben talált értéktelen, apró halat. *Csörgey* (1935)

állítja, hogy ahol dankasirály-kolónia van, a gabonapoloska-gradáció nem fejlődik ki.

Lovassy (1927) a gabonatáblák fölött Anisopliákat fogdosó dankasirályokat ír le. Ugyanakkor hangsúlyozza, hogy táplálékuk tavasszal és ősszel halból áll, de a kár elenyésző.

Homonnay (1938, 1944) a tavaszi alacsony vízálláskor a kopácsi tónál azt tapasztalta, hogy az apró halak kis helyen összezsúfolódtak, s az itt gyűjtött dankasirály egyedek gyomrában kizárólag halat talált. Az öregek sohasem hordtak fiaiknak táplálékot a halastavakból, hanem a környező szántóföldekről.

Tildy (1951) a szegedi Fehér-tó kutatóháza közelében a halastavak közepén cserebogárrijzást figyelt meg, közben a dankasirályok a cserebogarakat mind elfogdosták a levegőben.

Beretz (1954) ugyanabban a kolóniában a táplálékmaradványok között kizárólagosan cserebogár-maradványokat és -pajorokat talált. A költési időben a dankasirályok a mezőgazdasági földekről szerzik táplálékukat. Gyülekezésükkel a járványokat is előrejelzik a halgazdaságnak. Először 1958-ban figyelt fel a dankasirályok cseresznyefogyasztására. A néhány km-re levő szatmári gyümölcsösökből szereztek táplálékukat.

Rékási (nyomatás alatt) a fehér-tói kolóniában gyűjtött köpeteket s talált cseresznyemagot a káros rovarmaradványok mellett.

Ugyanitt *Festetics* és *Szijj* 7 gyomrot gyűjtött 1956. VII. 7-én. Kis halmaradvány mellett vízipoloskát, lötétűt, mezei tücsköt és növényi maradványokat találtak.

Sterbetz (1958, 1959, 1964, 1972) többek között a szegedi Fehér-tó halastavain és tiszántúli rizsföldeken végezte vizsgálatait a költési időben. Halat 33 esetben talált, összesen 37 egyedet. Csak egy esetben talált egy dankasirályt, amelyik 18 cm hosszú pontyot nyelt le, de ettől meg is fulladt. A halakon kívül kisemlőst, sok rovar, földigilisztát, cseresznyét, tojáshéjat, homokot és növénymaradványt is talált. Ápajpusztán 1959. VIII. 30-án traktorekét követő ezernyi dankasirálycsapatból gyűjtött be egy példányt. Gyomrában 21 burgonyabogarat, 3 sáskát, rovar- és növénymaradványt talált.

Keve (1955) vizsgálatai során 143 gyomorban csupán 9 esetben talált puhatestűt.

Weisz 1932. III. 31. és IV. 3. között Budapest közelében gyűjtött dankasirályegyedek gyomortartalma kizárólag halcsontot tartalmazott. A dankasirályoknak nem volt alkalmuk a mezőgazdasági földekre kirepülni.

Keve (1974) 1956. V. 18-án a fonyódi halastónál gyűjtött 15 köpetet. A köpetekben a káros rovarok mellett 1 barna ásóbékát és kis halra utaló csontot talált. A dankasirályok a küszök gyülekező helyeinél a nyílt víz egy pontján csapatokba tömörülnek a búbos vöcskökkel, a szárcsákkal.

Jakab 1956. VI. 30-án 1 dankasirálygyomorban kevés halcsontot talált. A rétszilasi halastavon gyűjtött 1956. IV. 7. és IV. 22. között 3 gyomrot. Barna ásóbéka mellett, rovarokat és növénymaradványt talált kavics mellett.

Nagy a biharugrai gyomrokban: kevés halcsontot és rovarmaradványt, az 1958. III. 28., IV. 12., VII. 26-án gyűjtött gyomrokban halmaradványt és rovarmaradványt talált.

Udvardy (1960) 1943. XI. 21-én megfigyelte, hogy a Hortobágnál hirtelen téliesre forduló időben a 11. sz. lecsapolt tavon a pocsolyákban rekedt halak

a jégbe fagytak és több száz dankasirály gyűlt össze a prédára a szarkák, a dolmányos varjak, a nagy pólingok és nyolc rétisas mellett.

Sterbetz (1966) megfigyelte, hogy a kora nyári időben rendszeresen bekövetkező tiszavirágrajzás néhány napos táplálékkonjunktúrát jelent a Sasér-rezervátum madarainak. Legfeltűnőbbben a dankasirályok és a kormos szerkők reagáltak és végigpásztázták a Tiszát.

A gyűjtések helye, anyaga és módszere

A gyűjtések és a megfigyelések helyei: szegedi Fehér-tó ($46^{\circ}20' - 20^{\circ}05'$) XI., XII., XIII., és XIV. tóegysége, valamint a 2500 – 3000 pár dankasirály fészkelését biztosító Korom-sziget. Valamint a tömörkényi Csaj-tó ($46^{\circ}36' - 20^{\circ}07'$) IV., V., VII., VIII., IX., X. és XI. tóegysége. A IX. tóegység biztosítja a 700 – 800 pár dankasirály fészkelését. A területek ökológiai jellemzőit Beretzk (1955), Kárpáti (1950), Molnár (1979), Molnárné Asztalos Katalin (1974, 1978), Marián (1980), Sterbetz (1963) dolgozataiban találjuk meg, így azok ismételéstől eltekintek. A szegedi Fehér-tóról összesen 20, a tömörkényi Csaj-tóról 13 dankasirály gyomoranalízisét végeztem el 1979-ben. A gyomortartalmak hónaponkénti eloszlása az előbbi sorrendben: IV. = 4 + 8, V. = 11 + 5, X. = 5 + 0. Mint látható a Csaj-tóról csak tavasszal gyűjtött egyedek származnak.

A bromatológiai vizsgálatok eredményei

A felboncolt dankasirályok gyomortartalmának vizsgálatánál célul tűzttem ki a táplálékként szereplő fajok pontos meghatározását (legalább génuszig), illetőleg az egyes táplálékfeleségek arányának megállapítását. Valamennyi gyomortartalmat 1 napi szárítás után gyógyszer-tári kézimérlegesen lemértünk. Az eredmények a következők: IV. hó, Fehér-tó = 0,34; 2,69; 0,06; 0,05; Csaj-tó = 0,19; 0,47; 0,08; 0,09; 0,64; 0,48; 0,25; 0,08; V. hó, Fehér-tó = 1,08; 0,40; 1,18; 0,02; 0,04; 0,07; 1,35; 0,13; 0,52; 0,07; 0,48; Csaj-tó = 0,26; 1,60; 0,03; 0,02; 0,17; X. hó, Fehér-tó = 0,12; 0,04; 0,17; 0,11; 0,75 g. Az egyik V. 19-i Fehér-tóról gyűjtött dankasirály csőréből 2 db 4 – 5 dkg-os *Rasbora sp.* szeméthal esett ki, a kiesett hal súlyát nem adtuk hozzá a gyomortartalom súlyához.

A gyomortartalmak értékelésénél az egyes tápláléknemek előfordulási eseteinek számát, valamint a darabszámot tüntettük fel. Az 1. táblázatban a szegedi Fehértó halastavak, a 2. táblázatban a tömörkényi Csaj-tó halastavairól gyűjtött dankasirályok növényi – állati táplálékának összesített eredménye látható.

1. táblázat

Table 1.

20 *Larus ridibundus*, Szeged – Fehér-tó

A táplálék neve Type of food	Előfordulási esetek száma No. of incidences	Darabszám Pieces
<i>1. Növényi táplálék</i> <i>Vegetable food</i>		
Phragmites sp. (levél)	2	3
Potamogeton sp.	1	13
Portulaca grandiflora	1	2
Bifora radians	1	1
<i>2. Állati táplálék</i> <i>Animal food</i>		
Otiorrhynchus sp.	5	19
Abramis brama	5	7
Carabus sp.	4	7
Chrysomelidae sp.	3	14
Curculio sp.	3	10
Geotrupes sp.	3	5
Alburnus alburnus	3	3
Harpalus sp.	2	5
Hydrophilidae sp.	2	4
Agriotes lineatus larva	2	3
Carassius carassius	2	2
Mus sp.	2	2
Microtus arvalis	2	2
Elaphrus riparius	1	4
Bembidion sp.	1	4
Cryptorrhynchus lapathi	1	3
Amara aenea	1	3
Rasbora sp.	1	2
Ephemeroptera sp.	1	2
Donacia simplex	1	2
Gryllotalpa gryllotalpa	1	1
Anomala sp.	1	1
Hydrous sp.	1	1
Cyprinus sp.	1	1
Pisces sp.	1	1
Eurygaster maura	1	1
Pisces sp. ikra	1	×
<i>3. Zúzóanyag</i> <i>Grinding material</i>		
Kavics	3	5
Iszap	2	×

2. táblázat

Table 2.

13 *Larus ridibundus*, Tömörkényi Csaj-tó

A táplálék neve Type of food	Előfordulási esetek száma No. of incidences	Darabszám Pieces
1. <i>Növényi táplálék</i> <i>Vegetable food</i>		
<i>Juglans regia</i> (bél)	1	3
<i>Bolboschoenus</i> sp.	1	1
2. <i>Állati táplálék</i> <i>Animal food</i>		
<i>Odonata</i> sp.	3	14
<i>Harpalus</i> sp.	2	8
<i>Abramis brama</i>	2	2
<i>Alburnus alburnus</i>	2	2
<i>Geotrupes</i> sp.	2	2
<i>Dorcadion fulvum</i>	1	9
<i>Cleonus punctiventris</i>	1	6
<i>Aeschna</i> sp.	1	5
<i>Halipus</i> sp.	1	4
<i>Carabus</i> sp.	1	4
<i>Eurygaster maura</i>	1	4
<i>Notonecta glauca</i>	1	3
<i>Haltica</i> sp.	1	3
<i>Amara aenea</i>	1	2
<i>Otiorrhynchus ligustici</i>	1	1
<i>Microtus arvalis</i>	1	1
<i>Gryllotalpa gryllotalpa</i>	1	1
<i>Dorcadion aethiops</i>	1	1
<i>Dorcadion pedestre</i>	1	1
<i>Carassius carassius</i>	1	1
<i>Cassida</i> sp.	1	1
3. <i>Zúzóanyag</i> <i>Grinding material</i>		
Kavics	1	3

Az eredmények összefoglaló értékelése

Állati táplálék

A halgazdaságok területéről gyűjtött gyomortartalmak tanúsítják, hogy a dankasirályoknak rendkívül változatos a táplálékuk. Huszonhét – huszonegy állati, illetve négy – kettő féle növényi táplálék volt a gyomrokban. A 33 dankasirály 18 esetben fogyasztott apró halat, összesen 21 db-ot és egy esetben

halikrát. Mivel a sirályokat mindkét halastónál nagy kolóniákból gyűjtötték, az eredmények jól általánosíthatók. A szezonális és a lokális különbségeket mindig figyelembe kell venni. Az 1. és a 2. táblázat összehasonlításából jól kitűnik a lokális különbség. Tehát még a két mesterséges halastó ugyanazon időszakában gyűjtött dankasirályok táplálékában is van különbség. Ha összevetjük a korábbi hazai irodalom eredményét saját vizsgálatainkkal, úgy a lokális és a szezonális különbség még jobban kidomborodik. A halastavaknál gyűjtött egyedek táplálékában eltolódást találtunk, a halfogyasztás megnövekedett. A két tógazdaságból gyűjtött dankasirályok halfogyasztását vizsgálva a következő szezonális és lokális eltérést kapjuk.

Fehér-tavon: áprilisban küszt egyszer, dévérkeszeget kétszer; májusban dévérkeszeget, pontyot, kárászt és *Rasbora* sp. szeméthalat egy-egy esetben, valamint halikrát is ekkor fogyasztottak egy esetben.

Csaj-tóról: áprilisban begyűjtött dankasirályok táplálékában dévérkeszeg két esetben, küsz és kárász egy-egy esetben fordult elő. A májusi gyomrokban csak egyszer fordult elő küsz. A Csaj-tóról csak a tavaszi időből származó vizsgálati anyagunk volt. Így az összehasonlításokat is csak a tavaszi aspektusra tehetjük a két tógazdaság között. A Csaj-tóról származó 13 dankasirály 5 esetben fogyasztott apró halat. Az elfogyasztott halak nagyságában a két tógazdaságból származó vizsgálati anyag alapján nem találtunk lényeges különbséget, ezért összesített eredményt adunk. 2–3 cm-es hal kétszer, 3–4 cm-es kétszer, 4–5 cm-es ötször fordult elő a csonttöredék, garatfogak, pikkelyek mellett. A 4–5 cm-es apró halak mind a Fehér-tóról gyűjtött vizsgálati anyagból, valamint a 2 db 4–5 dkg-os *Rasbora* sp. szeméthal és a halikra is innen származott. Az előbbiekből látható, hogy bár a halfogyasztás gyakorisága megnövekedett, de az elfogyasztott halak nagyságában a korábbi vizsgálatokhoz képest nem találtunk különbséget.

Kisemlősöket mindkét helyről gyűjtött egyedek gyomrában találtunk. Öt esetben 5 egyedet : *Mus* sp. (egér) 2 db, *Microtus arvalis* (mezei pocok) 3 db-ot.

Bár a vizsgálati anyag a halastavakról származik, mégis igen jelentős rovarfogyasztásuk is. A vízirovarok és lárváik mindkét halastónál számottevő táplálékforrást jelentenek a dankasirályok számára. A Csaj-tóról gyűjtött példányoknál a mezőgazdasági területekről származó rovarok aránya nagyobb volt. Mind a vízi, mind a mezőgazdasági területről származó rovarok a legkártékonyabb fajokból kerültek ki. Áprilisban a vízirovarok domináltak mindkét helyről begyűjtött egyedek táplálékában.

Növényi táplálék

Feltűnő kevés a növényfogyasztásuk mind faj-, mind az egyedszámot figyelembe véve. Összesen hét esetben 23 db növényi magot vagy zöld vízinövény levelét fogyasztották. A növényi táplálék zöme vízi- vagy vízkörnyéki növény magja. Csak két esetben fordult elő, hogy csak növényi táplálék volt a megvizsgált gyomorban. Vegyes táplálék esetén jól követhető a vízparti növény és a rajta élő rovar egy időben való táplálékszerzése. Még e kevés növényi táplálék esetén is van lokális eltérés.

Összefoglalás

A szegedi Fehér-tó és a tömörkényi Csaj-tó halastavairól begyűjtött 33 dankasirály táplálkozásbiológiai vizsgálatát végeztük 1979-ben. A dankasirály tógazdasági szerepét az ivadékevelés és az őszi lehalászás idején vizsgáltuk. A bromatológiai vizsgálatokkal egyidejűleg állományfelvételt és a tavak takarmányozási és üzemi vízszintjének vizsgálatát végeztük. Mivel mindkét helyen nagy dankasirály-kolóniákból történt a begyűjtés, a kapott eredmények jól általánosíthatók.

Halastavaknál az ivadékevelés és az őszilehalászások idején a dankasirályok halfogyasztásának gyakorisága növekedett a korábbi vizsgálati eredményekhez képest. De csak a halfogyasztás gyakoriságát illetően van ez az eltolódás! Az elfogyasztott hal nagysága és mennyisége a korábbi vizsgálatokhoz képest nem változott.

A halastavak száma megnövekedett, a rovarvilág megszerezés következtében elszegényedett, és mégis a kizárólag halastavakról gyűjtött dankasirályok gyomrából sokféle rovar kerül elő. Mivel rovargradáció a vizsgált időszakban nem volt, így árpilisban és októberben inkább a halastavak rovarkártevőit fogyasztották nagyobb arányban. Májusban a szántóföldi, a mezőgazdasági kártevők domináltak a táplálékukban.

A nem vegyszerezett halastavak rovargazdasága nagy táplálékbázist jelent a dankasirályok táplálékában.

A káros kisemlősök fogyasztása is jelentős és megegyezik a korábbi vizsgálatok eredményeivel.

Vizsgálataink alapján kijelenthetjük, hogy a dankasirályok fészkelő kolóniáit a jövőben is védeni kell a halastavak mellett.

Irodalom — References

- Beretzky P. (1954): A mocsárvilág madarainak szerepe a mezőgazdaságban. (Die landwirtschaftliche Rolle der Sumpfvögel.) Term. Társ. 113. 581–584. p.
- Beretzky P. (1955): Újabb adatok a szegedi Fehértó madárvilágához. (Recent data on the birds of Lake Fehértó near Szeged.) Aquila. 59–62. 217–227. p.
- Beretzky P. (1962): Adatok a dankasirály táplálkozásához. (Data on the Nutrition of the Black-headed Gull.) Aquila. 67–68. 1960–61. 216–217. p. (250.)
- Chernel, I. (1899): Magyarország madarai. (Die Vögel Ungarns.) Budapest. 830. pp.
- Chernel, I. (1901): Zur wirtschaftlichen Bedeutung der Lachmöwe. Aquila. 8. p. 296.
- Csörgy, T. (1935): Die Vogelfeinde der Getreidewanzen. Aquila. 38–41. 1931–34. 253–257. p.
- Fekete I. (1955): Halászat. (Fischerei.) Budapest. 232. pp.
- Glutz v. Blotzheim, U. – Bauer, K. – Bezzel, E. (1975): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 6. Akad. Verl. Wiesbaden. 840. pp.
- Homonnay N. (1944): Biologische Zusammenhänge im Tierleben des Überschwemmungsgebietes der Herrschaft Bellye. Albertina. 1. 13–33. p.
- Keve A. (1955): Die Conchylien-Aufnahme der Vögel. IV. Aquila. 59–62. 1952–55. 69–81. p.
- Keve A. (1962): Einige Angaben zur landwirtschaftlichen Bedeutung der Lachmöwe, *Larus ridibundus*, in Ungarn. Festschr. Vogelschutzwarte f. Hessen, Rheinland-Pfalz und Saarland. 84–94. p.
- Keve A. (1965): Über die Lachmöwe. Der Falke. 12. Heft 3. 96–97. p.
- Keve A. (1974): Balaton sirályai. (Über die Laridae des Balaton.) Aquila. 78–79. 1971–1972. 107–132. p.
- Kárpáti I. (1950): Kultúrhatás a természetes táj vegetációjára. Annales Biologicae Szegediensis. 65–72. p.
- Lakatos K. (1913): A haltenyésztés szárnyas ellenei. (Geflügelte Feinde der Fischzucht.) Ungvár. 232 pp.
- Lovassy S. (1927): Magyarország gerinces állatai. (Die Wirbeltiere Ungarns.) Budapest. 895. pp.
- Marián M. (1980): A Dél-Alföld madárvilága, Szeged, pp. 258.
- Molnár L. (1979): Jelentés a Csaj-tó állapotáról és védett gerinces állatvilágáról. Kézirat. 1962–1979.
- Molnár L.-né (1977): A Csaj-tó madármozgalmai 1974-ben különös tekintettel a vízivadra. Kézirat. Hódmezővásárhelyi Állattenyésztési Főiskola.

- Molnár L.-né (1978): A Csaj-tó madármozgalmai. Kézirat. Szakdolgozat. Hódmezővásárhely. 74. pp.
- Papp A. (1954): Tógazdasági haltenyésztés. (Fischzucht in der Teichwirtschaft.) Budapest. 359 pp.
- Rékási J. – Sterbetz I. (1975): Adatok a Dél-Alföld természetvédelmi területei környékén telelő téli kenderikék (*Carduelis flavirostris*) táplálkozásáról. (Daten über die Ernährung von *Carduelis flavirostris*, die sich in zwei südöstlichen Naturschutzgebieten von Ungarn überwintern.) *Aquila*. 80–81. 1973–74. 215–220. p.
- Rékási J. (nyomtatás alatt): Adatok a dankasirály (*Larus ridibundus*) táplálkozásához. Állattani Közlemények.
- Schenk-Vönöczky, J. (1929): Madarak. 2. In *Brehm: Az állatok világa*. 9. (Vögel. 2. In *Brehm: Tierwelt*. 9.) Budapest. 420 pp.
- Sterbetz I. (1958): Tanúskodnak a sirálygyomrok. (Die Möwenmägen als Urzeigen.) *Halászat*. 5. 14. p.
- Sterbetz I. (1959): A halastavi sirályok védelmében. (Zum Schutz der Lachmöwen in Fischteichen.) *Halászat*. 6. 172. p.
- Sterbetz I. The rise-planktation in Hungary and the Bird-life. *Aquila*. 69–70. Manuskript im Druck.
- Sterbetz I. (1963): A szegedi fehér-tavi tájváltozásokkal kapcsolatos madártelepülések. Állattani Közlemények. 50. 129–134. p.
- Sterbetz I. (1972): Vízivad. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 204 pp.
- Sterbetz I. (1964): Madarak burgonyabogár pusztítása. (Birds destroying Colorado Beetle.) *Aquila*. 69–70. 271 p.
- Sterbetz I. (1966): A tiszavirág mint madártáplálék. (The ephemeral day-fly as bird-food.) *Aquila*. 71–72. 1964–65. 232. p.
- Sterbetz I. (1978): Az agrárkörnyezet változásainak hatása a Kardoskúti Természetvédelmi terület állatvilágára. (Einfluss der Veränderungen der Agrarumwelt auf die Tierwelt des Naturschutzgebietes Kardoskút.) *Aquila*. 84. 1977. 65–81 p.
- Tildy Z. (1951): Fehér-tó Budapest. 75 pp.

Contributions to the nutrition of the black-headed gull (*Larus ridibundus*) collected near fish-ponds

J. Rékási

In recent years, the issue of damage done to fish-farms by the black-headed gull has been frequently debated in Hungary. In view of clearing up the conflicting interests of nature conservation and economy, stomach content examinations were carried out by the author with gulls collected in the fish-farm. He examined 33 birds in the fish-pond system Szeged – Fehér-tó and Csaj-tó in South-eastern Hungary. The results of observations are shown on tables indicating the kinds of food, frequency of occurrence and number of pieces of the various kinds of food.

Author's Address:
Dr. J. Rékási
Bácsalmás
Hősök tere 8.
H – 6430

NOTES ON THE PROVISIONING RATES OF BEE-EATERS (*MEROPS APIASTER*) IN NORTH-EAST HUNGARY

Michael Dyer — András Demeter

Abstract

Older and larger broods of European bee-eaters were fed more often than younger and smaller ones. Pairs of adults provisioned less frequently than a pair with a single helper. The increased feeding rate of the trio was thought to enhance brood growth and survival.

Introduction

The general lack of data on nestling feeding rates of European bee-eaters *Merops apiaster*, may in part be due to the inherent difficulties in determining the number of young in a nest. The only detailed information available for *M. apiaster* is that of *Swift* (1959) who reported that adults fed nestlings on average between 10 and 15 times per hour, but no account was taken of the potential effects of brood size and brood age on feeding rate. Further, food delivery rates could be influenced by the contributions of birds additional to the parents, known as "helpers". Helping-at-the-nest (co-operative breeding) has been previously documented for *M. apiaster* (*Cano*, 1960), and in several African bee-eaters, co-operative breeding is of regular occurrence (*Fry*, 1972). We report here the results of a short study of nestling feeding rates of *M. apiaster* conducted in Hungary during July 1977 which takes into consideration brood size, brood age and the number of provisioning adults.

Methods

The study was conducted along the River Szamos adjacent to the Hungary-USSR border. The Hungarian section of the Szamos flows through the easternmost part of the Great Hungarian Plain (Alföld). This is a biogeographically distinct part of the country, its vegetation unique in present-day Hungary. The forest associations are characteristic of the area: oak forest, oak-ash-elm gallery forest, and alder swamp forest. The succession of vegetation along the Szamos itself has been described by *Fintha* (1975).

Provisioning data were collected at eight nests; six in a colony (of 15 nests) located in an active sand-quarry at Fülöpösdaróc (47°57'N, 22°28'E), and two solitary nests near Olesvaapáti (48°06'N, 22°21'E). Nestlings were counted in each nest, and their ages estimated by using the following criteria: eyes open or closed; development of pteryla; comparative size and mobility.

This technique of estimating age was based on experience in handling more than 300 nestlings of known age of three species, the Red-throated bee-eater *Merops bulcocki*, the Carmine bee-eater *Merops nubicus* and the Little bee-eater *Merops pusillus*, during a study of bee-eater growth rates in Nigeria (Dyer, 1979).

Observations of provisioning began on 12 July and continued for eight consecutive days. The close proximity of some nests to others in the colony at Fülöpösdaróc allowed up to three nests to be watched simultaneously. Observation periods were one hour long, beginning on the hour, and generally, several hours of observation ran consecutively. Provisioning rates (visits per hour) were calculated from single, one-hour periods.

Results

Adults began feeding nestlings shortly before 600 hr and terminated between 1800 and 1830 hr. All nests except one were attended by a pair of adults. At nest 4 a third bird was observed feeding nestlings. Sometimes when all three birds approached the nest entrance in a group, the leading bird veered away at the last moment to allow both of the following birds to enter the nest before it. The third bee-eater perched on the cliff below the nest and waited until the other two had left before it fed the nestlings; we suspected it was the helper.

Brood size, estimated brood age, and provisioning rate are given in Tab. 3. The considerable range in estimated brood age reflects the characteristic asynchronous hatching of bee-eater broods.

Table 3.
3. táblázat

Brood size, brood age and provisioning rate for eight European Bee-eater nests in north-east Hungary

A fészekalj nagysága, a fészekalj életkora és az etetési gyakoriság nyolc gyurgyalag költőüregnél észak-kelet Magyarországon

Nest	No. young	Estimated age of brood(range in days)	Total hr Observation	No. visits	Provisioning rate
Költő- üreg	A fiatalok száma	A fészekalj becsült életkora (nap)	Megfigyelés összes ideje (óra)	Látogatások száma	Etetési gyakoriság
1	4	1-4	8.0	99	12.4
2	4	3-7	14.0	437	31.2
3	4	5-8	11.0	338	30.8
4	5	11-15	13.0	663	51.0
5	5	1-5	13.0	160	12.2
6	6	1-5	18.0	304	16.8
7	6	4-10	10.0	345	34.5
8	6	7-12	12.0	531	44.3

Discussion

The data in Table. 1 suggest two trends in provisioning rate. With increased brood size and age there was higher provisioning. At nests 1, 2 and 3 containing four young each, provisioning was lower than at nests 6, 7 and 8 with six young. Among broods of six, provisioning rates were lower at nest 6 with newly-hatched young than at nest 8 in which the youngest nestling was at least a week old. The higher provisioning at nests 6, 7 and 8 probably reflects the increased energy demands of larger broods. For another hole-nesting coraciiform, similar results have been found. In the Puerto Rican Tody *Todus mexicanus* feeding rates at nests containing young fifteen days old were five times higher than at nests with newlyhatched young (Kepler, 1977). In contrast however, Parry (1973) detected no difference in feeding rate with increasing age of nestling Kookaburras *Dacelo gigas*, but the size of food items delivered to nestlings increased as they grew older. Although we did not quantify bee-eater food sizes, we did notice that older broods tended to be fed with large insects such as *Bombus* (Apidae) and *Aeschna* spp. (Odonata).

At nest 4 with the helper, the provisioning rate was the highest recorded for any nest, regardless of brood size or age. The brood of five in this nest was only about four days older than the brood of six in nest 8, and the higher provisioning rate at the former may not have been entirely due to brood age, but also to the presence of the helper. The highest number of hourly visits at any of the seven nests attended by pairs was 84, but for nest 4, the highest was 143—almost one extra visit per minute more. What effect the presence of the helper had on brood growth and survival can only be surmised.

Elsewhere, Dyer (op. cit.) has shown that Red-throated Bee-eater helpers, by increasing the provisioning rate at a given nest, improve overall brood growth rate and decrease the incidence of brood reduction (the selective starvation of younger brood members). It is suspected that European Bee-eater helpers have a similar effect on brood growth and survival.

Acknowledgements

We are most grateful to Mr. I. Fintha for directing us to the study area and to the Reverends L. Csák and J. Kónya for providing accomodation and for their invaluable help.

Author's Address:

Michael Dyer

Dep. of Zoology. University
of Aberdeen, Aberdeen AB 9
2TN, Scotland

András Demeter

Dep. of Zoology, Hungarian
Natural History Museum
Budapest, Baross u. 13.
H - 1088

References — Irodalom

- Cano, A. (1960): Sobre nidification communal y alimentacion del Abejaruca *Merops apiaster*. *Ardeola*. 6. p. 152–154.
- Dyer, M. (1979): The adaptive significance of co-operative breeding in the Red-throated Bee-eater *Merops bullocki* and other bee-eaters. Ph. D. thesis. University of Aberdeen.
- Finta, I. (1975): Changes in the vegetation of the Szatmár–Bereg Plains in the last country, and its process of natural recovery today. *Annales of Déri Múzeum, Debrecen*. p.) 67–120.
- Fry, C. H. (1972): The social organisation of Bee-eaters (*Meropidae*) and co-operative breeding in hot-climate birds. *Ibis*. II. 4. p. 1–14.
- Kepler, A. K. (1977): Comparative study of todies (*Todidae*) with emphasis on the Puerto Rican Tody *Todus mexicanus*. *Nuttall Orn. Club*. 16. p. 1–190.
- Parry, V. (1973): The auxiliary social system and its effect on territory and breeding in Kookaburras. *Emu*. 73. p. 81–100.
- Swift, J. J. (1959): Le Guêpier d'Europe (*Merops apiaster*) en Camargue. *Alauda*. 27. p. 97–143.

Adatok a gyurgyalag (*Merops apiaster*) etetési üteméhez Északkelet-Magyarországon

Michael Dyer – Demeter András

A gyurgyalagok gyakrabban etetnek idősebb és nagyobb számú fészekaljakat, mint fiatalabb és kevesebb számú fiókát. Párokban levő felnőtt madarak lassúbb ütemben etettek, mint az egyetlen megfigyelt pár, amelyet egy harmadik egyed is kisegített. A trió megnövekedett etetési üteme feltehetően elősegíti a fészekalj növekedését és túlélését.

DEBRECEN VÁROS BALKÁNI GERLE (STREPTOPELIA DECACTO FRIV.) ÁLLOMÁNYÁNAK POPULÁCIÓDINAMIKAI VIZSGÁLATA

Dr. Bozsó Szvetlana – Juhász Lajos

Bevezetés

A balkáni gerle közönséges madár létére – biológiai szempontból – az egyik legérdekesebb, de ugyanakkor nem eléggé tanulmányozott faj. Közismert páratlan elterjedésének története. A rendkívüli terjeszkedés oka a faj populáció-ökológiájában és dinamikájában kereshető. Ismeretlen e faj egyedszám-változása, évi szaporulata, a populációk nagysága, nem tudtuk, hogy a megjelenése óta eltelt 40 év alatt hogyan alakult a madár egyedsűrűsége, valamint relatív dominanciája a városi ornitocönozisokban. Ezért különösen örömdetes annak a két frissebb tanulmánynak a megjelenése, amely Brno populációja fontosabb mutatóit közli (*Kubik-Balat, 1973; Pikula-Kubik, 1978*). *Hudec* (1976) munkájában pedig az abundancia és a dominancia átlagértékeit találjuk Brnora vonatkozóan.

Túl az általános biológiai érdeklődésen, a balkáni gerle populációdinamikai vizsgálatok időszerűsége gyakorlati okból is indokolt. A madarak nagy tömege nap mint nap jelentős gazdasági, köztisztasági és egészségügyi problémát okoz.

Anyag és módszer

A populációdinamikai kutatás a városban lényegesen eltér a hasonló jellegű természetes biotópokbani vizsgálatoktól.

A városi környezetben – amely különös ökoszisztémát képez a biotópok és a környezeti tényezők jellegzetes mozaikos megoszlásával – a populációdinamikai vizsgálatokhoz a próbaterület-módszer sokszor nem bizonyul megfelelőnek, különösen olyan létszámú madár esetén, mint a balkáni gerle. Adott esetben az egész városi populáció felméréssorozata szükséges, amely nagy technikai nehézségbe ütközik.

A balkáni gerle ökológiai sajátosságait figyelembe véve sajátos munkamódszert alkalmaztunk. A balkáni gerle állandóan megtalálható a városban, de a populáció eloszlása és életritmusa lényegesen eltér a tavaszi-nyári és az őszi-téli időszakban. A populáció eloszlása napszakonként változik a madarak életritmusának megfelelően. Az éjszakázóhelyek általában hosszú éveig ugyanazon területen maradnak, úgy alkalmas a rendszeres állományszámlálásra. A fölmérés az éjszakázóhelyen az egyetlen megbízható és aránylag könnyű munkamódszer, ezzel hű képet nyerhetünk az egész populációról és dinamikájáról.

Jelen kutatásunkat Debrecen közigazgatási határán belül 1977 – 1980-ban szeptembertől májusig folytattuk. Számlálást havonta legalább két alkalom-

mal, de inkább többször végeztünk a késő délutáni órákban, naplemente előtt, amikor a madarak már az éjszakázóhelyre ültek. Ezenkívül 1980. IV–V. hónapban minden városi biotópban abszolút gerleszámlálást végeztünk – többször is – a gerleabudancia meghatározására.

Az adatok feldolgozásánál – a havi minta (n) alacsony értéke miatt – nem statisztikai, hanem számtani átlagokat vettünk alapul. A teljes anyag értékelésekor *Schwerdtfeger* (1969), *Haartman* (1971), *Berthold* és mtsai (1974), *Williamson* (1975), *Széky* (1977) által kidolgozott populációdinamikai alapelvekre támaszkodtunk.

A populáció eloszlása Debrecenben ősztől tavaszig

A fészkelés befejezésével a balkáni gerle benépesíti a régi építésű történelmi belvárost. A populáció eloszlásában napszakos ingadozás tapasztalható. Nappal a madarak egyenlőtlenül szóródnak a városban, hol magányosan, hol csapatokban. Legnagyobb a gyülekezésük az étkezési góciókban hajnalban és naplemente előtt. A gerlepopuláció eloszlása ilyenkor tipikusan kumulatív jellegű *Schwerdtfeger* (1969) terminológiája szerint.

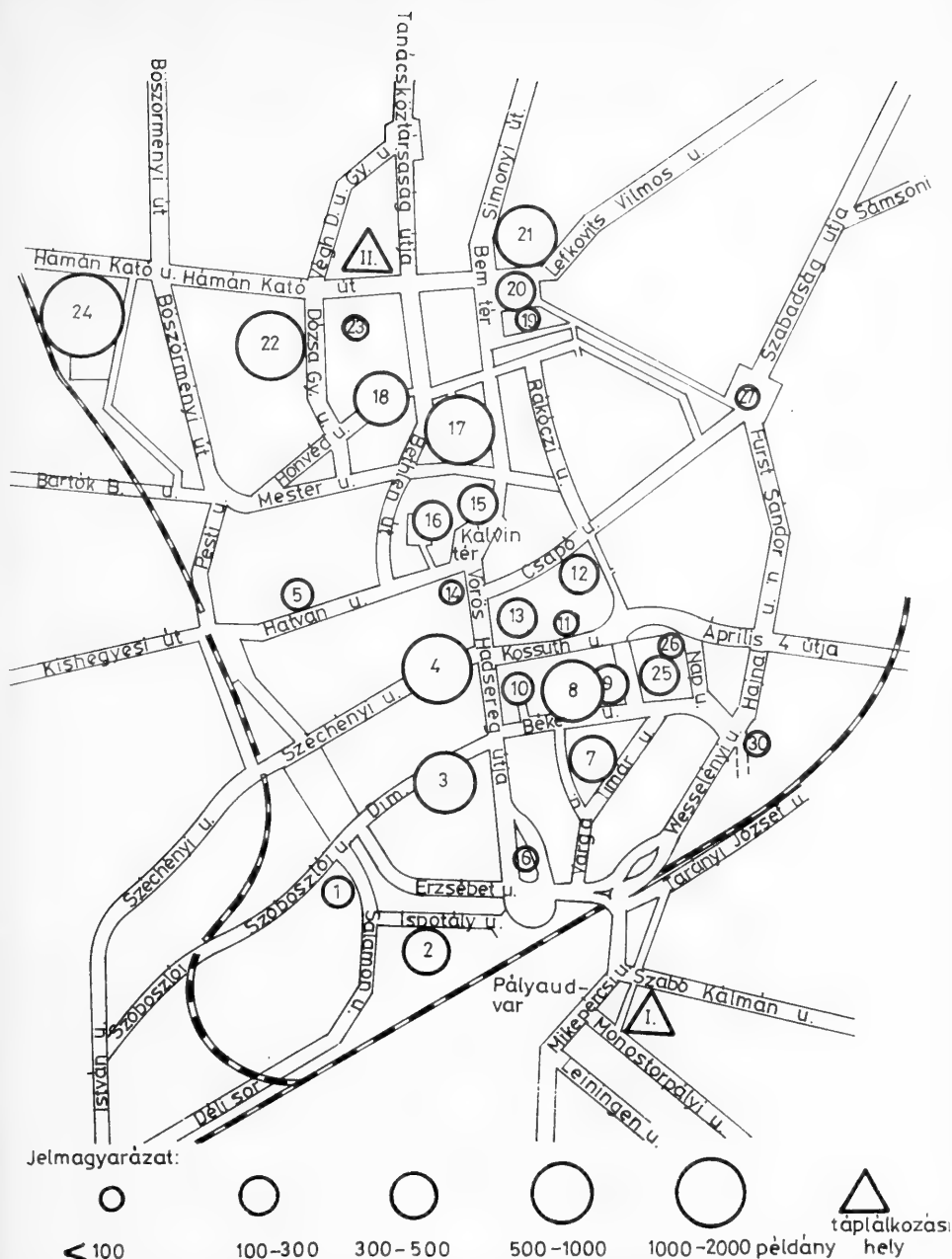
Éjszaka a populáció eloszlása már szigetszerű, amikor a madarak nagy csoportokba gyülekeznek az éjszakázóhelyre. Az éjszakázóhelyek zöme a városmagba tömörül. 1978/79-ben a 30 éjszakázóhelyből csak három (10%) volt a városmagon kívül (mindegyik fenyesben, mivel mikroklímája és védettsége kedvező a madarak számára).

1979/80 telén a városban hat újabb éjszakázóhely jött létre. A legjelentősebb az állatkertben alakult ki, ahol jó a táplálkozási lehetőség, és több terebélyes öreg fekete- és erdeifenyő (*Pinus nigra*, *P. silvestris*) található. Két másik új alvóhely is – mint a régi nagy állományú betelt éjszakázók melletti „leánykolónia” – keletkezett.

Megfigyeléseink szerint az egyes éjszakázóhelyek madárállománya nagyjából stabil és nem véletlen összetételű. Délután a magtáraktól a pihenőhelyre igyekvő gerlek szigorúan meghatározott „légi folyosókon” közlekednek a város felé. Kószáló egyedeket ritkán látni. Városunkban elkülönül a gerlepopuláció déli, illetve északi alcsoportja.

Az éjszakázóhelyek eloszlását azonban nem a táplálkozási bázis közelsége, hanem az alkalmas faállomány és a kedvező mikroklíma határozza meg. A belvárosi háztömeget metsző fasorok csaknem kivétel nélkül éjszakázóhelyként szolgálnak. A balkáni gerle különösen kedveli a régi, keskeny utcákat, ahol építés alatt nem vágják ki az öreg fákat, vagy a régebben ültetett fák már megerősödtek, így a gerlek kedvező helyet találnak alváshoz.

A fajok között a balkáni gerle nem válogat. Debrecenben az éjszakázóhelyek zöme a városban elterjedt *Sophora japonica* és *Celtis occidentalis* fasorokban található. Más lombos fákat is kedvel, mint *Ulmus campestris*, *Tilia cordata*, *Acer platanoides*, *A. pseudo-platanus*. A madarak kimondottan előnyben részesítik a fenyeseket, csakúgy, mint más városokban (*Ratkos*, 1976), de ezek csak peremterületen fordulnak elő Debrecenben. Egyedül a függőlegesen elágazó *Populus italicus* és a *Robinia pseudoacacia*t kerüli, amely akadályozza a madarak mozgását a fakoronában.



15. ábra. A balkáni gerle éjszakázóhelyeinek eloszlása Debrecenben 1978/79 telén

Figure 15. Distribution of Collared Dove roosts in Debrecen 1979 Winter: 1. Salétrom u., 2. Ispotály u., 3. Dimitrov u., 4. Széchenyi u., 5. Hatvan u., 6. Petőfi tér, 7. Varga u., 8. Béke u., 9. Tóth Á. gimnázium, 10. Jászai Mari u., 11. Kossuth u., 12. Csapó u., 13. Liszt F. u., 14. Vörös hadsereg u., 15. Kálvin tér, 16. Múzeum u., Déri tér, 17. Darabos u., Thaly K. u., 18. Honvéd u., 19. Sallai u., 20. Kélmalom u., 21. Bem tér, 22. Dózsa Gy. u., 23. Ifjúság u., 24. Honvédtemető, 25. Kandia u., 26. Zöldfa u., 27. Árpád tér, 28. Millennium tér, 29. Kerekestelepi fürdő, 30. Budai E. u., 31. Állatkert, 32. Thomas Mann u., 33. Bercsényi u., 34. Bartók B. úti kórház, 35. Bösörményi út, 36. Városi Tanács udvara

4. táblázat

Table 4.

A balkáni gerle (Streptopelia decaocto Friv.) létszáma három év alatt a mintaterületen
Number of Collared Doves during three years in the sample area

Éjszakázóhely Roosts	Hónap Month								Év Year
	IX.	X.	XI.	XII.	I.	II.	III.	IV.	
Darabos u.	400	560	1100	1150	1100	1060	750	450	1977/78
	350	450	850	1400	1200	950	800		1978/79
		620	810	960	1117	1080	980		1979/80
Dózsa Gy. u.	100	120	450	500	600	450	310	150	1977/78
	190	250	590	920	1250	1000	700		1978/79
		730	810	1250	1365	1680	990		1979/80
Széchenyi u.	350	400	650	910	1100	950	880	505	1977/78
	360	500	750	1200	1320	1400	1580		1978/79
		570	690	895	1380	1530	890		1979/80
Kossuth u.	70	110	160	120	200	180	120	110	1977/78
	50	55	40	50	80	80	150		1978/79
		25	30	55	130	250			1979/80
Liszt F. u.	200	220	250	280	290	250	230	150	1977/78
	70	120	180	280	270	280	310		1978/79
		130	190	280	320	340			1979/80
Béke u.	300	380	750	950	1050	1010	750	550	1977/78
	320	370	660	890	905	990	880		1978/79
		380	590	705	640	690			1979/80
Csapó u.	40	45	80	90	110	105	80	60	1977/78
	20	40	60	85	80	90	75		1978/79
		60	75	70	95	105			1979/80
Kálvin tér	55	70	60	80	200	110	60	40	1977/78
	20	50	70	110	230	270	120		1978/79
		150	164	280	120	150	120		1979/80
Összesen	1515	1905	3500	4080	4605	4115	3140	2015	1977/78
Totals	1380	1835	3200	4935	5285	5060	4655		1978/79
		2665	3449	4495	5167	5825	2980		1979/80

A populáció nagysága és alakulása három év alatt

A balkáni gerle populációdinamikájának részletes vizsgálata Debrecenben 1977-ben kezdődött. Munkánkat a belvárosi, régóta ismert, nagyobb állományú éjszakázóhelyeken végeztük. Ezek a választott mintaterületen több évi felmérésünk eredményeképpen szabályszerűségeket, hasonlóságokat és eltéréseket mutattunk ki.

Már az első vizsgálati periódusban kiderült a gerlecsoportok havonkénti számbeli eltérése. A gerlepopuláció jellegzetes évszakos változást mutat (4. táblázat).

Kora ősszel viszonylag alacsony a létszám. Novemberben ugrásszerű gyorsulás észlelhető. Ez kapcsolatot mutat a fészkelés befejezésével és az egyre hidegebbre forduló időjárással, ami a madarak mind nagyobb belvárosi tömörüléséhez vezet. Ettől kezdve a madárszám meredeken emelkedik minden éjszakázóhelyen és a téli hónapokban tetőzik. Amíg szeptember-októberben a maximális gerleszámnak csak 25–30%-a van jelen, novemberben az állomány 60–75%-a tömörül a belvárosban. Általában januárban tetőzik a populációszt (1979, 1978), de például 1980 telén csak februárban észleltük a legtöbb madarat a mintaterületen. A maximális létszám csúszása egyik téli hónapról a másikra összefügg az időjárással. Nyíregyházi adatok szerint 1975/76 telén a gerlepopuláció legmagasabb decemberben volt (Ratkos, 1976).

A szokásostól eltérő hideg, erős szél vagy ellenkezőleg, a hirtelen felmelegedés a gerleszám ugrásszerű változását idézheti elő. Így 1980 februárjában az erős lehűlés és havazás hatására több éjszakázóhelyen a szokásosnál 200–300 madárral többet számláltunk.

Felmelegedés hatására a csoportok szóródása tapasztalható. Ezt az időjárassal kapcsolatos populációszt-ingadozást a terepmunka során figyelembe kell venni.

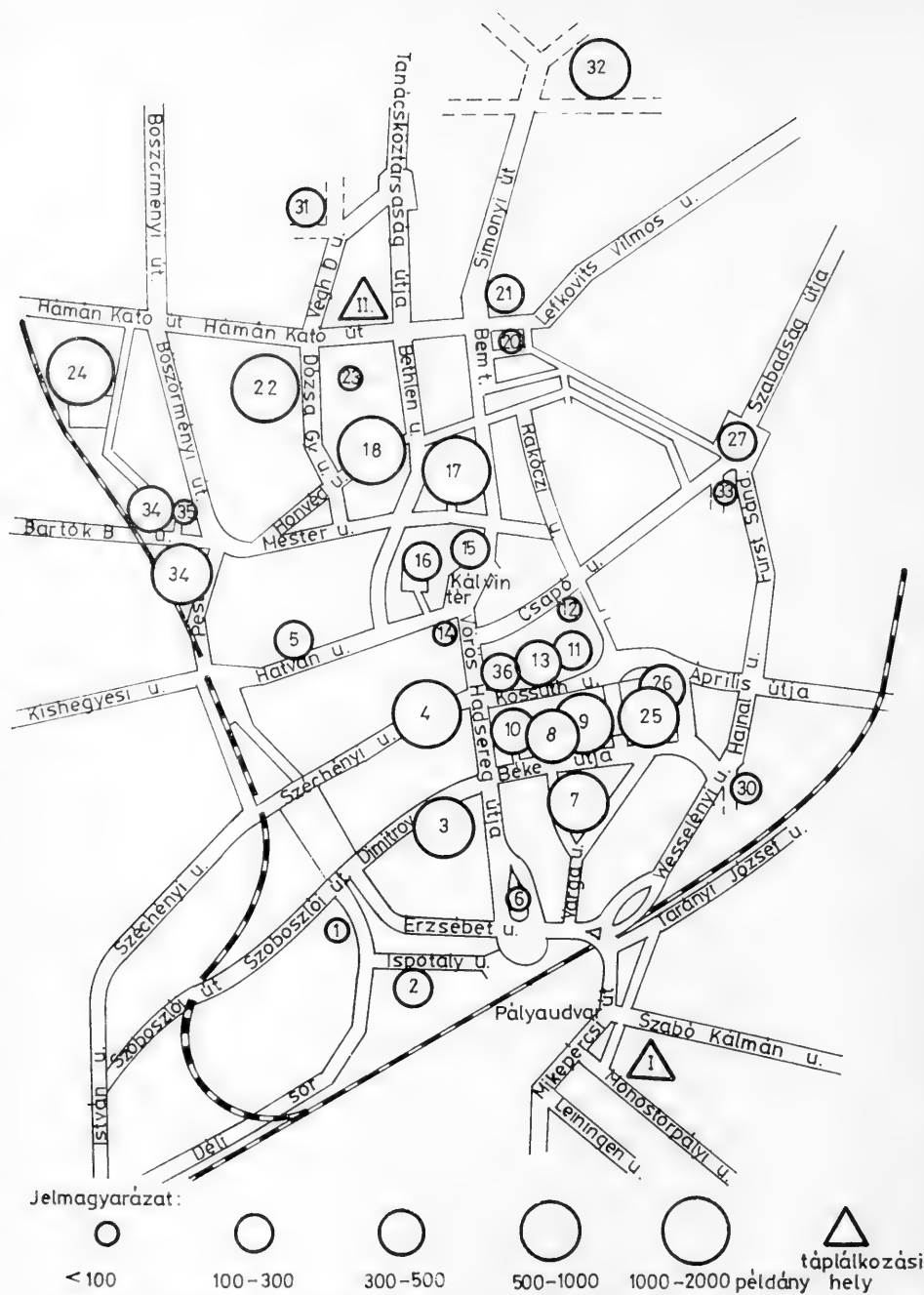
Tavaszi közeledtével az éjszakázó gerlepopuláció fokozatosan csökkent. Az egyes csoportok fogyatkozása már februárban észlelhető, de leginkább márciusban jellemző. A tavasz késése megváltoztathatja ezt a szabályos folyamatot (17. ábra). 1979-ben a vonuló madarak érkezése kiegyensúlyozta a helyi állomány csökkenését.

Hároméves megfigyelésünk alapján bizonyos megállapításokat tettünk a balkáni gerle populációjának évenkénti változását illetően. A mintaterületen kapott maximális téli értékek közti eltérés 1978 és 1979 között átlagosan 13,65%, 1979 és 1980 10,22%-os növekedést mutat.

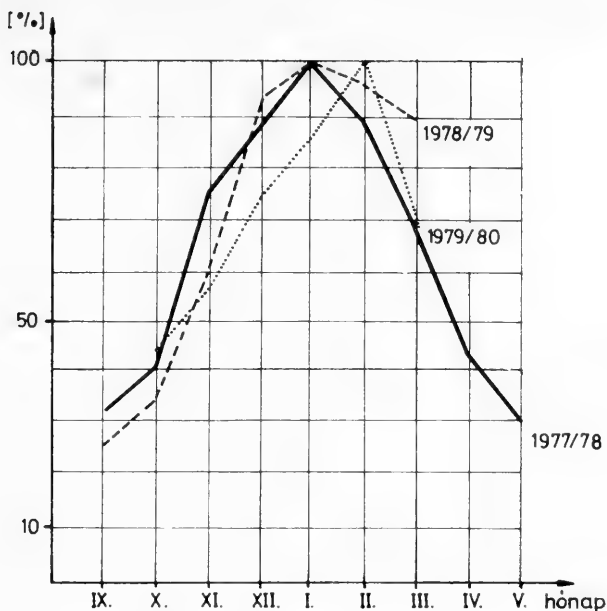
Az egyes éjszakázóhelyeken megfigyelt változások azonban nem mindig esnek egybe az egész városban összesített eredményekkel.

Egyes éjszakázóhelyeken három év alatt nem változott jelentősen a gerleszám (18. ábra). Ezeken már teljesen kihasználtak az utcai fasorok, tehát ezek a helyek *telítődtek*. A Béke utcai számlálások során felfigyeltünk a gerleszám nagyfokú (30–40%-ig) ingadozására. Ennek tisztázására ebben a körzetben a többi éjszakázóhelyen egyszeri ellenőrző számlálást végeztünk.

Bebizonyítottuk, hogy a területileg érintkező, rendkívül megduzzadt három régi éjszakázóhely között rendszeres a populáción belüli átrepülés (19. ábra). Jelen esetben már helyesebb éjszakázóhely-komplexumról beszélni és a madárszámlálást az egész komplexum területén végezni. Ellenkező esetben hibás eredményt kaphatunk.



16. ábra. A balkáni gerle éjszakázóhelyeinek eloszlása Debrecenben 1979/80 telén
 Figure 16. Distribution of Collared Dove in Debrecen 1979/80 winter (roosts)



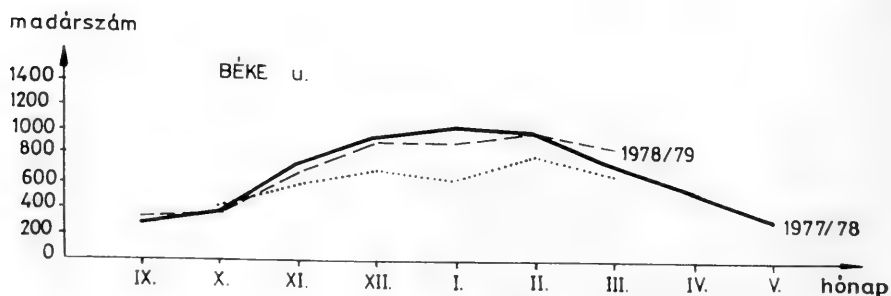
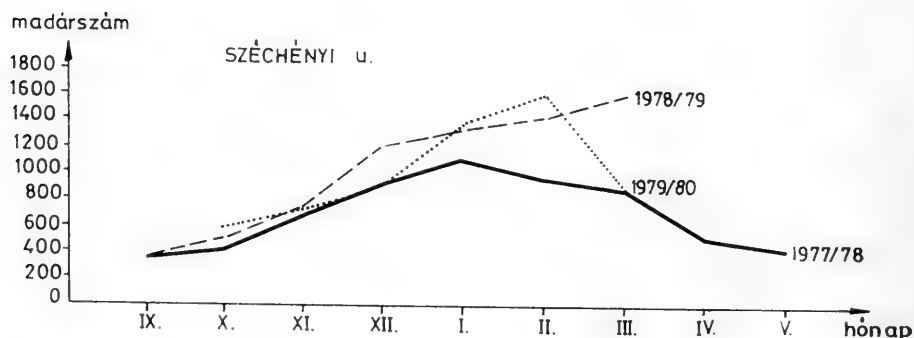
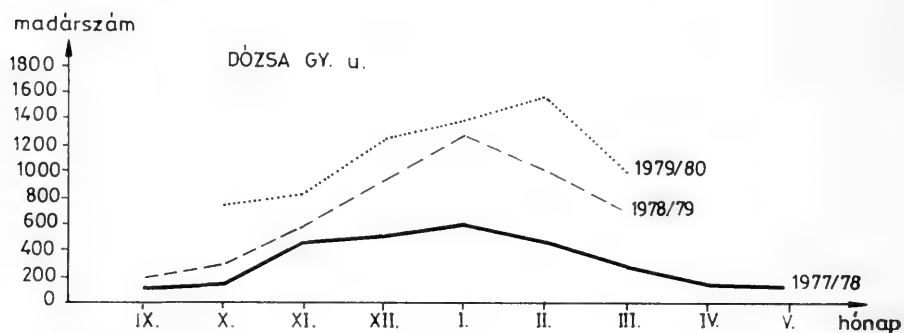
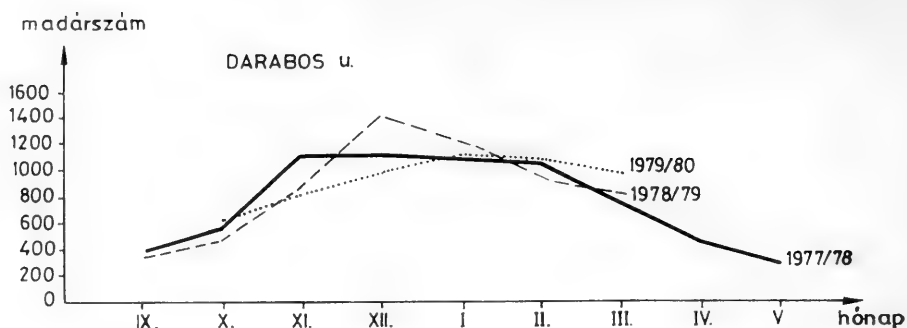
17. ábra. Az éjszakázóhelyek állománya évente a %-ban
 Figure 17. Population of the roosts, annually in %

Néhány helyen a balkáni gerlek egyre növekvő számban akadálytalanul gyülekezhetnek. A csapatok nagysága tél derekán eléri a 1600 példányt, s ez tovább gyarapodhat a helyi ökológiai tényezőkből ítélve. Ezeket a helyeket mint *telítellent* tartjuk nyilván.

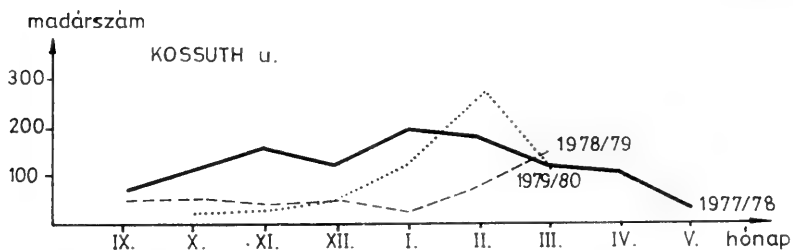
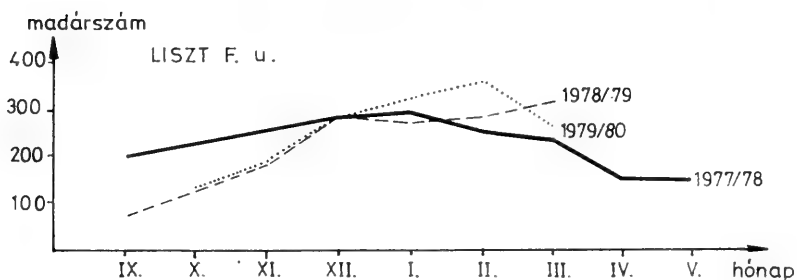
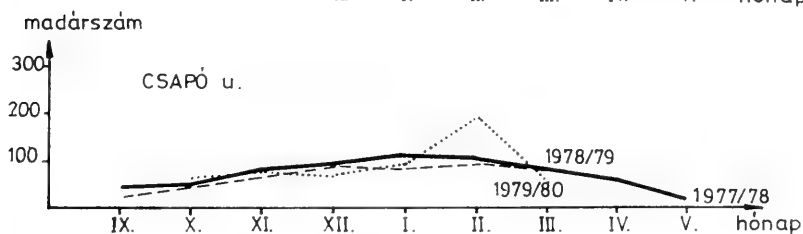
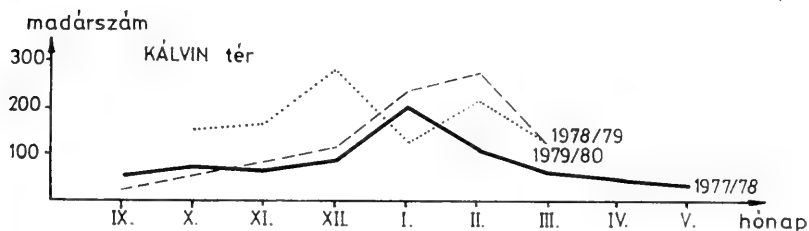
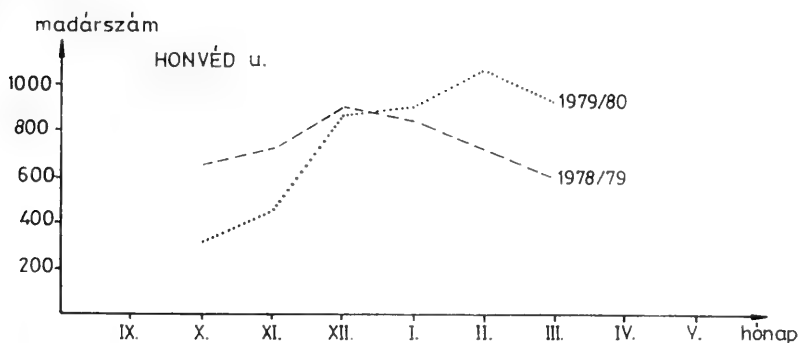
Másutt az ökológiai feltételek csak a közelmúltban váltak alkalmassá éjszakázásra. Itt a gerleszám évről évre meredeken emelkedik. Ezeket a területeket *gyarapodónak* nevezhetjük.

A vizsgált területen kimutatott százalékos populációváltozás csak közelítően azonos az egész városi állományhoz viszonyítva. Figyelembe kell venni, hogy egy év alatt nemcsak a csoportok gyarapodhatnak, de egyes éjszakázóhelyek meg is szűnhetnek. Ezért a Debrecenben telelő gerlepopuláció teljes létszámának megállapítására 1979 február elején egyszeri, teljes fölmérést végeztünk. Az akkor ismert 30 éjszakázóhelyen – a 10%-os alulszámlálási korrekcióval (Lenz, 1971; Bozsó-Juhász, 1979) – 15 156 gerle (3032 pld/km²) tartózkodott a városban. 1980-ban hasonló időszakban ezt az összeszámlálást ismételtük. Ez alkalommal 17 410 gerlet regisztráltunk. A tavalyi adathoz képest 14,90% gyarapodást mutat (5. táblázat). Ez bizonyította, hogy azonos próbaterület populációdinamikai átlaga nem minden esetben szignifikáns az egész város állományára.

A populációnövekedés egyenetlennek bizonyult a városban. Megállapítjuk, hogy a telelő gerleállomány változása – ökológiai tényezőktől függően – többféle módon is végbemehet.



18. ábra. Az egyedszámváltozás évi dinamikája
Figure 18. Annual dynamics of the population



Debrecen főbb éjszakázóhelyein
on the main roosts in Debrecen

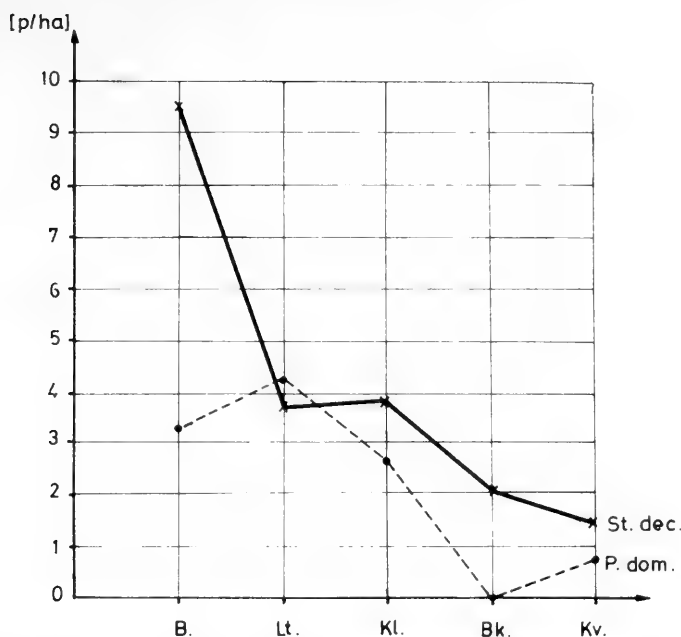
5. táblázat

Table 5.

A balkáni gerle (Streptopelia decaocto Friv.) téli állományának alakulása Debrecenben évente

Annual winter population of Collared Doves in Debrecen

Éjszakázóhely Roosts	1979. II.	1980. II.	%
1. Salétrom u.	134	22	- 83,6
2. Ispotály u.	324	120	- 63,0
3. Dimitrov u.	886	860	- 3,0
4. Széchenyi u.	1856	1850	- 0,3
5. Hatvan u.	150	120	- 20,0
6. Petőfi tér	60	40	- 33,3
7. Varga u.	320	510	+ 59,4
8. Béke u.	994	980	- 1,4
9. Tóth Árpád Gimn. udvara	384	520	+ 35,4
10. Jászai M. u.	206	350	+ 69,9
11. Kossuth u.	20	320	+ 1500,0
12. Csapó u.	100	82	- 18,0
13. Liszt F. u.	270	370	+ 37,0
14. Vörös Hadserg u.	40	40	0,0
15. Kálvin tér	243	280	+ 15,2
16. Múzeum u., Déri Múzeum tér	260	260	0,0
17. Darabos u., Thaly K. u.	1106	1270	+ 14,8
18. Honvéd u.	730	1080	+ 47,9
19. Sallai u.	65	-	- 100,0
20. Kétmalom u.	118	43	- 63,6
21. Bem tér	500	260	- 48,0
22. Dózsa Gy. u.	1343	1460	+ 8,7
23. Ifjúság u.	35	40	+ 14,3
24. Honvédtemető	2720	1090	- 60,0
25. Kandia u.	450	760	+ 68,9
26. Zöldfa u.	100	420	+ 320,0
27. Árpád tér	70	150	+ 114,3
28. Millennium tér	200	70	- 65,0
29. Kerekestelepi fürdő	20	35	+ 75,0
30. Budai Ézsaiás u.	75	100	+ 33,3
31. Thomas Mann u.		190	
32. Állatkert		900	
33. Bercsényi u.		50	
34. Bartók Béla úti kórház		965	
35. Böszörményi u.		70	
36. Városi Tanács udvara		150	
Összesen Totals	13 778	15 827	
10% korrekcióval Correction	15 156	17 410	+ 14,9



19. ábra. A balkáni gerle és a házi veréb abundanciájának összehasonlítása Debrecen város biotópjaiban

Figure 19. Abundancy of Collared Dove and House Sparrow in city biotopes in Debrecen

A balkáni gerle állománysűrűsége költéskor

A fészkelő állomány sűrűségének meghatározására 1980. április – májusban felméréseket végeztünk a város tipikus biotópjaiban. 1980-ban későn tavaszodott. A gerlek szaporodása – a szokástól eltérően – zömében csak április közepén indult meg.

Debrecenben a következő tipikus élőhelyeket választottuk:

1. *Belváros (B)*. A próbaterületet a Kossuth, a Vöröshadsereg, a Béke és a Batthyány utca határolja; nagysága 4,6 ha. A terület városunkra jellemző beépítettségű. A régi stílusú, emeletes lakó- és középületek sorába néhol modern blokkházak, de földszintes házak is ékelődnek. E városrész belsejében lakótelep húzódik, fasorokkal, díszfákkal tarkítva. Az ember- és a járműforgalom nagymérvű. A balkáni gerle az egész területen gyakori, de előnyben részesíti a régi udvarokat, cseréptetős házakat. Ezeken fészkel az esőlefolyókon, esőcsatornákon, falrepedésekben, kéményeken és udvarokban a fákon. Állománysűrűségét március végén 12,6, április közepén 10,4, májusban 9,5 pár/ha-ban állapítottuk meg (6. táblázat).

2. *Park*. Ebből két típust választottunk: a) *Botanikus kertet (Bk)*, amely teljes értékű parki biotóp, és b) a *DOTÉ klinikák (Kl)* területét. Az utóbbi a Nagyerdőben fekszik, de az épületek és a forgalom nagysága miatt parkvárosi albiotópot képez. A Botanikus kert területe 13,6 ha, a klinikán 11,7 ha-nyi próbaterületet határoltunk el. A két park ökológiailag is különbözik.

6. táblázat

Table 6.

*A balkáni gerle állománysűrűsége és dominanciája
költéskor más városi tömegfajok viszonyában*

Population density and dominancy of the Collared

Dove during breeding in relation to other city mass species

(B = belváros, Kl = klinikai park, Bk = Botanikus Kert,

Lt = lakótelep, Kv = kertváros)

Faj Species	Biotóp, idő		Pld/ha Ind/ha	Pár/ha Pair/ha	Pár/10 ha Pair/10 ha	D %-ban %
Streptopelia decaocto	B	III.	25,2	12,6	126	
		IV.	20,9	10,4	104	55,8
		V.	18,9	9,5	94,5	51,5
	Kl	V.	7,5	3,8	37,6	23,3
	Bk	IV.	4,6	2,3	22,8	17,6
		V.	4,0	2,0	20,2	19,0
	Kv	V.	2,7	1,4	13,7	32,5
	Lt	V.	7,1	3,6	35,5	35,3
Columba livia ssp. domestica	B	IV.	6,5	3,3	32,6	17,4
		V.	8,5	4,0	42,4	23,0
Passer domesticus	B	IV.	5,0	2,5	25,0	13,4
		V.	6,5	3,2	32,6	8,9
	Lt	V.	8,4	4,2	42,0	42,2
	Kl	IV.	5,2	2,6	25,6	15,9
	Kv	V.	1,3	0,7	6,6	15,6
Passer montanus	B	IV.	0,4	0,2	2,2	1,2
		V.	1,7	0,9	8,7	4,7
	Kl	V.	0,7	1,5	15,4	9,5
	Bk	IV.	2,8	1,4	14,0	10,8
		V.	1,4	0,7	7,0	6,6
	Lt	V.	1,9	1,0	9,5	9,4
	Kv	V.	2,5	1,2	12,4	29,5

A Botanikus kertben sok a füves, bokros nyitott terület, az öreg fák állománya irtás miatt megfogyatkozott. A klinika parkjában az öreg lombos fák dominálnak, aránylag szegény a cserjeszint. Ezért a fakoronában és az épületeken fészkelő madaraknak kedvezőek a feltételek. A balkáni gerle abundanciája klinikai parkban V. hóban 3,7 pár/ha, a Botanikus kertben IV–V. hóban 2,3 és 2,0 pár/ha volt.

3. Kertváros (Kv). A földszintes, kertes magánházak övezete, amely Debrecen jelentős részét alkotja: nagysága 19,7 ha. A terület arculata tipikusan

peremvárosi: növényzet majdnem kizárólag gyümölcsfákból, illetve bokrok-ból áll, főleg földutak, gyér forgalom. A balkáni gerle itt főként gyümölcsösökben fészkel. Abundanciája 1,4 pár/ha V. hóban.

4. *Lakótelepek (Lt)*. Modern lakótelepek, amelyek 10 emeletes blokkházaival és csekély fásításukkal legjobban a sziklás biotóp létföltételeit teremtik meg a madarak számára. Próbatervnek 6–7 éves lakótelepet választottunk; nagysága 5,8 ha. A madarak az építményeken adódó fészkelési lehetőséget használják ki, mivel a telep növényzete még teljesen alkalmatlan. A gerle-állomány sűrűsége V. hóban elérte a 3,6 pár/ha-t.

A balkáni gerle abundanciája jelenleg a belvárosi központban a legnagyobb (20,9–18,9 pld/ha), amely többszörösen felülmúlja más városok átlagait. Brno belvárosban például: IV–V. hóban csak 1–3 madarat találtak havonként (*Hudec*, 1976). Ettől északabbra, ahol a faj rövidebb ideje él, még alacsonyabb az érték. Így például Poznanban, a régi belvárosban 35,3 pár/10 ha-ra regisztrálták (*Gorski et al.*, 1979), Debrecenben ez a mutató 126 és 94,5 pár között mozog. Nyugat-Berlinben a 70-es évek végére csak 2,5–1,57 pár/10 ha a fészkelő állomány (*Bruch et al.*, 1978).

Meglepően nagy a gerleszám Debrecenben a parki biotópokban is; a parkvárosban 7,5, a Botanikus kertben 4,6–4 pld/ha (37,6 és 22,8–20,2 pár/10 ha-nak megfelelően), amely szintén meghaladja más országok átlagát.

1980-ban a balkáni gerle már eudomináns volt Debrecen összes biotópjában. Az egyedszám relatív dominancia átlagok 55,8 (B) és 17,6% (Bk) között sorakoztak. Debrecen központjában a balkáni gerle száma kétszer akkora, mint a házi galambé (*Columbia livia ssp. domestica*).

Jelenleg a balkáni gerle száma fölülmúlja a verebekét mind a sűrűn beépített belvárosban, mind a városszéli kertvárosban. Egyedül az új lakótelepeken marad túlsúlyban a veréb. A házi veréb (*Passer domesticus*) állománysűrűségének átlaga 1980. IV–V. hóban a következő: 5,8 (B), 5,2 (Kl), 4,3 (Lt), 1,3 (Kv) pld/ha. A mezei veréb (*Passer montanus*) abundanciája pedig ugyanekkor 0,4–1,7 (B), 0,7 (Kl), 1,9 (Lt), 2,5 (Kv) pld/ha.

A házi veréb a városban mindenütt eudomináns (42,23–11,7%). A mezei veréb relatív dominanciája érthetően erősen változik biotóponként: 3,0% (B), 8,7% (Bk), 9,5% (Kl), 29,5% (Kv). Ez a faj csak peremvárosokban lép fel eudominánsként, a parkokban dominánsként, a belvárosban pedig szubdominánsként szerepel. Tehát az eddigi legszámosabb urbanista madár, a veréb már helyet cserél a balkáni gerlével mind állománysűrűség, mind dominancia viszonylatában (lásd a 19. ábrát).

A balkáni gerle populációdinamikája Debrecenben

A debreceni gerlepopuláció vizsgálatához viszonylag szerencsés körülmények járulnak. Debrecenben sohase rendeztek gerleirtást, ezért nagyjából érintetlen a populáció és fejlődése természetes. Továbbá, az irodalmi adatoknak köszönhetően módunkban áll nyomon követni a balkáni gerle gyarapodását megjelenésétől 1962-ig. Az első balkáni gerle 1937-ben tűnt fel, és sikeresen költött az egyetem környékén (*Udvardy*, 1939). 1941-ig ugyanott a gerleszám 6–8 pár-ra emelkedett (*Udvardy*, 1943), 1941-től már a város több helyén is lehetett észlelni (*Sóvágó*, 1943). Azonban egészen 1954-ig a balkáni gerle száma elenyészően kicsi. Az állománynövekedést a madár

ritkasága, de méginkább kilövése gátolta. Csak a légpuska betiltása után — 1956 óta — indult a gerle rohamos szaporodásnak (Kiss, 1962). Akkor alakult a Nagytemplom kertjében első éjszakázóhelyük. Kiss adatai és közlése szerint 1956. XII. hóban 50, 1960-ban 1700, 1961-ben 3000, 1962 januárjában pedig már 3500 madár aludt ott éjszakánként.

1977-ben — munkánk kezdetekor — már 30, 1979 telén pedig 36 jelentős éjszakázóhely volt Debrecenben, az állomány meghaladta a 17 000 példányt. Ha 1955–59 között a létszám átlagosan 120–130%-kal, 1959–1960 között 220%-kal emelkedett, akkor 1977–1980 között a populáció növekedése évi 13,5–15,0%-ra korlátozódott. A populációdinamika logisztikus görbéje — teljes folyamatosság híján is — klasszikus S-ívet képez. Megítélésünk szerint a debreceni populáció már közel áll a sűrűséghez, amikor a környezetnyomás hatására stabilizálnia kell.

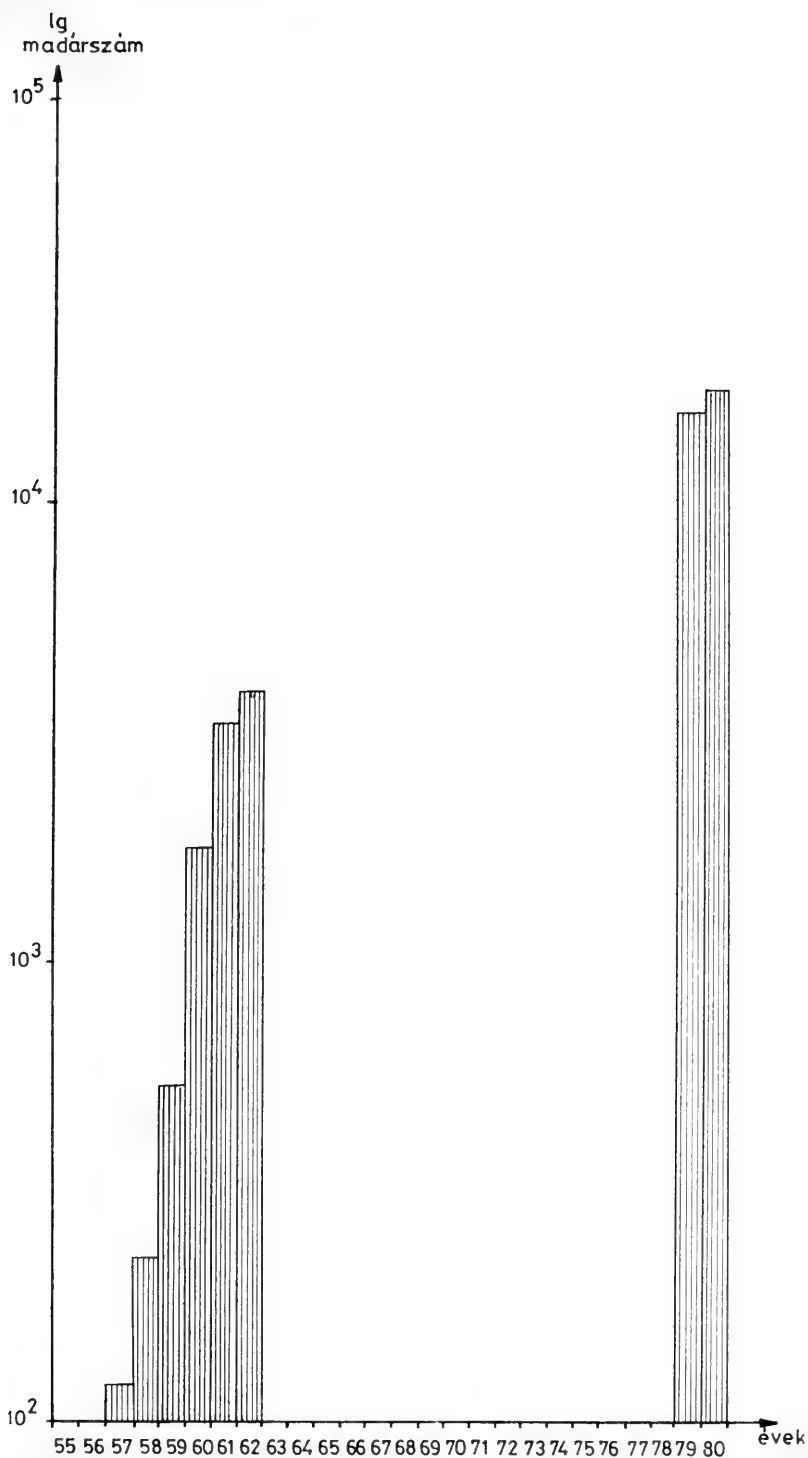
Minden állatpopuláció dinamikáját a következő négy tényező határozza meg: szaporodás, halálozás, bevándorlás és kivándorlás. Gyakorlati kutatásban és különösen madarak esetén, mind a négy tényező precíz és kimerítő megállapítása nehéz. Ezért csak részben ismert jelenségek alapján kell ítélnünk. Mi is megkíséreljük értékelni a debreceni populáció alakulását a kapott korlátozott adatok birtokában.

A populáció növekedésének fő tényezője feltétlen az évi szaporulat. Megfigyeléseink szerint Debrecen belvárosában a balkáni gerle 6–7-szer költ évente, ebből 4–5-ször sikeresen, vagyis egy gerlepár 8–10 fiókát röphíthet egy szezonban (Bozsko, 1978). Sajnos az egész városra érvényes adat nincs. Nyíregyházán a költési eredmény 90% (fasorok) és 35,5% (forgalmas utcák földszintes házakkal) között mozog, a sikeres költés átlaga pedig 65,3%. Az eredményes költés adatai eltérnek, zöldövezetben 5–6 (Ratkosné, 1976), a városban 2,1 és 3,3 között biotóptól függően (Ratkos, 1976).

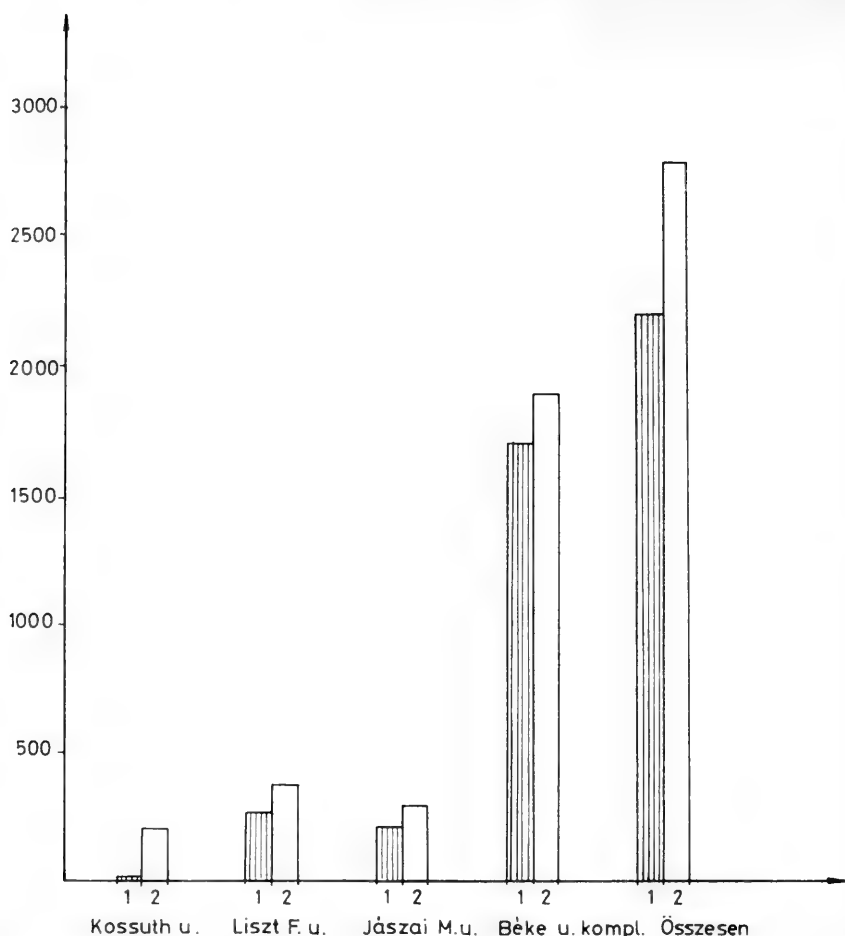
Brnóban a balkáni gerle átlagosan négyszer fészkel, a költési eredmény 68,6% (Kubik–Balat, 1973). Ha ez Debrecenre is érvényes, akkor egy pár legalább 5–6 fiókát nevel évente, és ezzel az összállomány 250–300%-kal gyarapodhat. Azonban ilyen nagy szaporulat mellett a populáció kb. csak 15%-kal — mérsékelten — növekszik; a populáció nem gyarapszik mértanilag.

Nem látszik valószínűnek, hogy a debreceni populáció mortalitása magas lenne. Halandósági értékek híján közvetett megfigyelésekre támaszkodunk, amelyek közül első a lőtialom a város területén. Továbbá állományszámolás-kor kiderült, hogy télen — nem szélsőséges időjárás esetében — a helyi éjszakázó csoportok nagysága huzamos ideig állandó, ami a csoport közel állandó összetételéről, valamint az alacsony mortalitásról tanúskodik. Hasonló a tapasztalatunk más éjszakázóhelyeken is. Debrecenben a madarak zömének számára jó a táplálkozási bázis, nem szenvednek éhségtől télen sem, ezért a hideg időszakban inkább a természetes öregedés, a betegségek, kisebb mértékben pedig a város légterében vadászó ragadozók játszanak szabályozó szerepet, elősegítve a gerleállomány jó állapotát. Fészkelés idején a populáció vesztesége nagyobb, főként a csóka (*Coloeus monedula*) fészekfosztogató tevékenysége (Bozsko, 1976, 1978) és a gyerekek „garázdálkodása” miatt. Ez azonban inkább a fiókákat érinti, és nem ellensúlyozza a gerlek rendkívüli szaporodását.

Az állomány jelölése híján nehéz megítélni a debreceni populáció mozgását és összetételét. Németországi gyűrűzések bizonyították, hogy a gerlek 53,5%-a



20. ábra. A balkáni gerle populációnövekedésének logaritmikus görbéje 1955 – 1980. évben
 Figure 20. Logarithmical curve of the population increase of the Collared Dove between 1955 – 1980



21. ábra. A balkáni gerle gyarapodása a belvárosi éjszakázóhelyeken 1979 március elején a vonulók megjelenése következtében. 1. februári átlag, 2. március eleji átlag

Figure 21. Increase of the population of Collared Doves on inner city roost early March 1979 due to migrating birds. 1. February average, 2. light average early March

vándorol, 10–100, de néha 500–1000 km-es távolságra (leginkább fiatal madarak). Vonulásuk főként tavaszi, az újabb fészkelési helyek keresésére (Nowak, 1965, 1975).

Megfigyelési időnkben egy alkalommal észleltünk tavaszi mozgást. 1979 február végén, március elején a városközpontban 25%-kal gyarapodott a madarak száma. Mivel más helyeken a csapat nem csökkent, ez bizonyította, hogy nem populáción belüli átesoportosulás történt, hanem vonuló madarak érkeztek. Jelen esetben a populáció növekedését a hirtelen felmelegedés idézte elő. Az ilyen időnkénti állománybővülés fő érdeme a populáció genetikai felfrissítése. Tehát a debreceni populáció növekedését mind az évi szaporulat, mind az idegen madarak bevándorlása biztosítja.

A balkáni gerle optimális populációnagyságának fenntartásában, illetve a populáció növekedésében az eloszlás játszik döntő szerepet. Jelenleg a debreceni populációban két ellenkező folyamat felváltva zajlik le: a koncentráció teleléskor és a dekoncentráció fészkeléskor.

Télen a madarak a melegebb, védettebb és táplálékban gazdagabb belvárosba húzódása biztosítja maradásukat. Az éjszakázóhelyek hálózata itt meglehetősen sűrű. Ahol az éjszakázóhelyek még messze vannak a telítődéstől, a gerleállomány meredeken nő. Ezzel párhuzamosan létrejönnek új helyek. Tehát a gerlepopuláció még mindig utat talál a kedvező elhelyezkedéshez a városban, ami döntő tényező télen a populáció megmaradásában.

Tavaszi elején a gerletömeg „ostromolni kezdi” a sűrűn beépített városközpontot, és fészkelni igyekszik minden alkalmasnak látszó helyen. De rövidesen kiderül, hogy a helyek egy része teljesen alkalmatlan a fészkelésre, a jobb helyeket pedig évről évre megtartja és védi a helyi törzsállomány. Így sok madár a peremvárosba húzódik. A populációnak ezen tavaszi szóródása csak kisebb mértékben tulajdonítható a fajon belüli agresszivitásnak, és inkább a biotóp fészkelőhelyi tartalék kimerülése miatt keletkezik. Az 1980-as tavaszi számlálás szerint a belvárosi gerleabundancia március végén 126, április közepén 104, májusban csak 94,5 pár/10 ha volt, és ezzel már stabilizálódott a helyi állomány. Egyidejűleg a balkáni gerle benépesített más biotópokat, ahol télen hiányzott: parkokat, városszéleket és a kertészeti övezetet, amely É, K és D felől körülveszi Debrecen legalább 7 km-es sávjában. A városi parkokban sem maradnak meg az összes odatelepedni szándékozó párok, hanem egyik részük kénytelen városon kívül fészkelni. A Botanikus kertben például az áprilisi abundancia 22,8 pár/10 h-ról, május közepére 20,5 párra korlátozódott. De 1967-hez viszonyítva (Bozsko, 1968) a gerleabundancia itt négyszeresére nőtt (0,7-ről, 2,7-re!), relatív dominanciája pedig elérte a 18,3%-ot!

A gerlepopuláció szóródása fészkeléskor kiküszöböli a populáción belüli feszültségeket, csökkenti a városi állomány sűrűségét, és ezek akadálytalan szaporodását segíti. Úgy néz ki, hogy a koncentrációs és a dekoncentrációs folyamatok — mint a populáció évszakos eloszlásának adaptív típusai — döntő szabályozó szerepet játszanak a balkáni gerle populációjának, valamint a faj életében. A populáció tavaszi szóródása során feltétlenül sor kerülhet a széleskörű szóródásra és az új helyek meghódítására.

Következtetések

1. A balkáni gerle populációeloszlása Debrecen területén évszakos eltérést mutat. Fészkeléskor tavasszal a populáció aránylag egyenletesen oszlik el az egész városban. Ősztől tavaszig viszont a gerleállomány a belvárosba tömörül, eloszlása szigetszerű az éjszakai órákban, amikor a madarak nagy csapatokban az éjszakázóhelyeken gyülekeznek, és kumulatív jellegű a nappali órákban.

2. Az éjszakázóhelyek eloszlását elsősorban nem a táplálékforrás közelsége, hanem a védelmi feltételek határozzák meg. A madarak előnyben részesítik a csendes zöld utcákat a városközpontban a kedvezőbb mikroklímájuk miatt.

3. Az éjszakázóhelyeken megfigyelhető, hogy a gerleállomány jellegzetes évszakos dinamikát mutat. Nyáron csak a fiatalok és a helyi fészkelők tar-

tózkodnak ott csekélyebb számban. Ősztől a gerlecsapatok gyarapodni kezdenek és IX–X. hónapokban az összlétszámnak 25–30%-a, XI. hónapban már 60–75%-a éjszakázik. A maximális madárszám általában januárban észlelhető (1978, 1979), de néha februárban (1980) vagy decemberben. A téli populáció nagyság tetőzési ideje az időjárással áll szoros kapcsolatban. Tavasz közeledésével a madarak száma az éjszakázóhelyeken fogyni kezd, árpilisban átlagosan 75%-kal.

4. A madárszám változása egyes éjszakázóhelyeken eltérően bontakozik ki a helyi ökológiai tényezőktől függően. Debrecenben vannak stagnáló – potenciálisan továbbfejlődő –, növekvő és fogyó állományú éjszakázóhelyek, de az utóbbi típus igen ritka. Változatlan körülmények között az egyes éjszakázóhelyek 20 évig is megmaradhatnak létszámcsökkenés nélkül. A madárszámváltozás egyes helyeken +1000 és –100% között ingadozott a vizsgált három év alatt, összességében +10–15% körül mozgott.

5. 1979. II. hó elején Debrecenben 30 jelentős éjszakázóhely volt; a gerlepopuláció 15 156 madárból állt, abundanciája 3032 pld/km²-t ért el. 1980. II. hónapban 36 éjszakázóhelyen 17 410 gerle tartózkodott. A városi populáció évi növekedése az 1980-as adatok szerint 14,8%-ot tesz ki. A populációdinamika logisztikus görbéje klasszikus S-ívet képez és közeledik a szintstabilizálódáshoz.

6. A fészkelés kezdetén (IV–V.) a gerleállomány sűrűsége a belvárosban 12,6–9,5 pár/ha, parki biotópokban 3,7–2,0 pár/ha, modern lakótelepeken 3,6 pár/ha, kertvárosban 1,4 pár/ha. Fölülmúlja a más országokból közölt átlagokat. Az egész városban a balkáni gerle már eudomináns (relatív dominanciája 55,8–17,6%). Debrecenben a balkáni gerle – mind állománysűrűség, mind dominancia viszonylatában – jelenleg már felülmúlja az eddigi legszamosabb urbanistát, a házi verebet, a *Passer domesticus*-t.

7. A debreceni gerlepopuláció – nagy szaporulat és a jelentéktelen mortalitás mellett – optimális populációsztjének fenntartásában az eloszlás játszik döntő szerepet: gyülekezés teleléskor és szóródás a fészkelés idején. A madarak koncentrálódása a belvárosban a megmaradásukat biztosítja a legkritikusabb, téli időszakban. A populáció tavaszi szóródása a városban és a városon kívül, kiküszöböli a populáción belüli feszültséget, csökkenti a városi gerleállomány sűrűségét, és elősegíti a madarak akadálytalan szaporodását. A koncentrációs és a dekontrációs folyamatok – mint a populáció időszakos eloszlásának adaptív típusai – döntő szerepet játszanak a populáció és az egész faj életében, közben alkalmat biztosítva a balkáni gerle széles körű szóródásához és az új területek meghódításához.

8. A balkáni gerle túlszaporodása nemkívánatos eltolódásokhoz vezetett a városi ornitocönózisokban sok értékes madárfaj rovására. A debreceni állomány már túlhaladta az optimális szintet, ami növeli a kapcsolódó köztisztasági és gazdasági problémákat. Szükségesnek tartjuk a tudományosan megalapozott terv mielőbbi kidolgozását a balkáni gerle populációszt szabályozására, az állomány csökkentésére.

Population dynamics of the Collared Dove's (*Streptopelia decaocto* Friv.) population in Debrecen city

Dr. Bozsko Szvetlana – Juhász Lajos

Introduction

The Collared Dove, though a common bird, is biologically one of the most interesting ones, but not studied as it would have deserved. The cause for the extreme expansion has to be looked for in the ecology and dynamics of the species. The changes in numbers, annual multiplication is unknown; it was not known what was the population density of the species in the last 40 years and its relative dominance in city ornithocenosis. Due to these facts it is especially welcome to see two new studies on important features of the Brno city population (Kubík – Balat, 1973; Pikula – Kubík, 1978). In the study of Hudec (1976) the abundance and dominance average data are found for Brno.

Over the general interest the actuality of population dynamics studies for the Collared Dove is based also on practical causes. The huge mass of birds cause important economical, public sanitation and health problems every day.

Material and methods

The population dynamical studies in cities are very different from those carried out in similar natural biotopes. In city environment, forming a special mosaic of ecosystems of biotopes and environmental factors, the sample area method is frequently unfavourable, especially for such abundant species as the Collared Dove. It might arise the need to survey the whole city population causing many technical difficulty.

With regard to the ecological characteristics of the Collared we used special method of survey.

It is found steadily in the city, but the distribution and rhythm of life is different in the spring-summer and autumn-winter season. During breeding they are more or less evenly distributed on the territory of the city, the survey of the summer population being a time-consuming, complicated work, which needs more researchers. During the cold period the whole population concentrates in the city itself. The distribution of the population changes according to the hours of day, the rhythm of life of the birds. Early morning they are on their feeding places. The roosts remain for long years on the same place ensuring systematic population survey. A survey on roost is the sole reliable and relatively easy method by this a true picture can be obtained on the whole population and on its dynamics.

Present study was carried out within the boundaries of Debrecen city between 1977 – 1980 from September to May. Count was made twice every month but rather more often in late afternoon, before sunset when the birds already sat on the roosts. Besides in 1980, April – May, in every city biotope more counts were made to determine abundance.

In elaborating the data – due to low average value of monthly mean (\bar{n}) – not statistical, but arithmetical means were applied. In evaluating the whole material we used population dynamics principles by Schwerdtfeger (1969), Haartman 1971, Berthold et al. (1974), Williamson (1975), Székely (1977).

Population distribution in Debrecen autumn-spring

After breeding the Dove populates the historical inner city with old buildings. There is a daytime difference in the population distribution. During the day there is an uneven distribution, in groups or in singles. The biggest gatherings are seen in the feeding areas after sunrise and before sunset. On these occasions the population distribution is typically cumulative according terminology of Schwerdtfeger (1969).

During the night the distribution is dotted when gathering, forming large groups on the roosts. Most roosts are found in the inner city. In 1978/79 winter from the 30 winter roosts only 3 (10%) were outside the inner city (all in pine-wood with favourable microclimate and good shelter for the birds). During 1979 winter six new winter roosts came into being in the city (No 31 – 36). The most important in the Zoo where the food is abundant and there are more old *Pinus niger* and *P. sylvestris*. Two other roosts arose as "filials" beside old large-capacity but filled-up roosts.

According to our observations the bird stock of the roosts is roughly stable and the composition is not random. In the afternoon the doves coming from the corn silos to the roosts fly on strict flyways. Roaming ones are rarely seen. In our city there are a separated southern and a northern sub-group in the population.

The distribution of the roosts is determined not by the nearby feeding basis, but by the trees and favourable microclimate. The alleys bordering the streets of the inner city are almost without exception roosts. They favour especially old, narrow streets where the old trees were not felled during construction or the young ones are already well-grown, ensuring them favourable roosts.

There is no preference for tree species. In Debrecen most roosts are found on *Sophora japonica* and *Celtis occidentalis*, well represented in the city. Other deciduous species are also favoured as *Ulmus campestris*, *Tilia cordata*, *Acer platanoides*, *A. pseudo-platanus*. They specially prefer pine-wood, as also in other cities, (Ratkos, 1976) but these are at disposal here only in the outskirts. Only the vertical twigs of *Populus italica* and the *Robinia pseudacacia* are avoided impeding them in movements.

Size of the population and changes during 3 years

The detailed study of the population dynamics of the Collared Dove began in Debrecen in 1977. The work was first carried out on the well-known, bigger roosts. On this sample area during our several-year study regularities, similarities and differences were shown. Already in the first study-period the change in numbers became clear. The population shows a characteristic seasonal change.

In early autumn the numbers are low. In November there is a jump—connected to end of breeding and roosting temperature leading to a concentration of the birds in the inner city. From this period onwards the numbers increase sharply on all roosts reaching a peak in the winter months. In September-October there is only 25–30% of the peak, in November 60–75% already. Generally the peak is reached in January (1978, 1979), but in 1980 only in February, as far as sample area is concerned.

The shifting peaks, from one month to the other have a close connection to the weather. According to data from Nyíregyháza (NE Hun) the peak for the Dove was reached in 1975 in December (Ratkos, 1976).

An unusual cold, strong wind or just to the contrary sharp increase in temperature may change instantly the numbers in the population. Thus in 1980 February due to strong cold weather and snowing 200–300 birds more were counted on more roosts. Due to increase in temperature a dispersion is to be seen. This weather-influenced population-change has to be considered when working on the terrain.

As spring nears the roosting population perpetually decreases. A decrease in the groups is felt already in February, but most marked in March. A slow spring may change this regular process. In 1979 arriving migrants balanced the decrease in the local population.

On the base of this three-year study certain conclusions were made as for annual changes in the population of the Collared Dove. The maximal difference between winter vales between 1978 and 79 is in average 13.65%, between 1979 and 80 this shows 10.22% increase.

The changes on single roosts do not fit ever tendencies in the whole city.

On some roosts the numbers did not change considerably during the three years. Here the alleys are already in full use, i. e. they are saturated. During counts in Béke St. we became aware of a high oscillation (30–40%) in numbers.

To clear-up this phenomenon we counted all other roosts in the area once as control.

It was proved that there is a regular interchange between these old, overfilled roosts, adjoining each other directly. In this case it is better to speak of a roost-complex and the count has to be made in the whole complex or the result will be false.

On some sites the doves may concentrate without any barrier. The groups may reach a peak of 1600 in mid-winter and it may increase even further due to the local ecological factors. These are yet unsaturated places.

On other places the ecological factors became favourable only recently. These places may be called for open ones.

On other places the ecological circumstances became only recently favourable for roosting.

The percentual population change, shown in the area is only approximately similar to that of the city one. One has to consider that during one year the groups may increase but some roosts may disappear. Therefore to state the whole population in Debrecen in

1979 early February a full count was made. On the roosts known then – 30 – with 10% underestimation correction (Lenz, 1971; Bozsó – Juhász, 1979) there were 15 156 Collared Doves in the city (3032 ind./km²). In 1980 in similar period the count was repeated. On this occasion 17 410 were registered. Against values of former year there is a 14.9% increase. Thus it was proved that population dynamical averages from same sample area in city are not in every case significant for the population of the whole city.

The increase was variable on various parts of the city. One may state that changes in the wintering dove population – depending on ecological factors – may appear in various ways.

Population density of the Collared Dove during breeding

To determine population density of the nesters in 1980 April – May surveys were made in various typical biotopes of the city. In 1980 the spring came late. The multiplication of the doves started later than usual – en masse only in mid-April.

In Debrecen we have chosen the following typical biotopes:

1. *Inner city (B)*. The sample area is bordered by the streets Kossuth, Vöröshadsereg, Béke, Batthyány its size is 4.6 ha. The buildings are typical for our city. Among the old living and communal buildings there are some modern panel-houses, but sometimes even two-stage buildings. In the core of the area there is a modern living quarter with alleys and scattered trees. The traffic is very high. The Dove is very common everywhere preferring old backyards, tile-covered houses. It nests on rain-pipes, in cravices of wall, on chimneys and trees. The population density was in late March 12,6 pair/ha, in mid-April 10.4, in May 9.5.

2. *Parks*. Here two types were chosen: the Botanical Garden (Bk) as park biotope of full value and the DOTE Clinics (Kl). Latter is in the Nagyerdő (wood), but due to buildings and heavy traffic it is a park-city biotope. The area of the Botanical Garden is 13.6 ha, that of Clinics 11.7 ha – separated from the bigger real territory. The two parks differ also ecologically. In the Botanical Garden there are open glades with bushes as the old trees became sparse. In the park of the Clinics deciduous trees dominate and the underlayer is relatively poor. Thus the circumstances for birds nesting on trees and buildings are favourable. The abundance of the Dove is in the clinical park in May 3.7 p/ha, in the Botanical Garden in April – May 2.3 and 2.0 p/ha.

3. *Outskirts (Kv)*. A belt of one stage buildings forming major part of Debrecen, sample area 19.7 ha. The area was typical for this belt: the vegetation made up of almost exclusively fruit-trees and bushes, mainly fieldroads, light traffic. The Dove here nests mainly in orchards. Abundance: 1.4 p/ha in May.

4. *Modern living quarters (Lt)*. The 11 stage buildings with sparse vegetation mean a rocky biotope for the birds. Our sample was a 6 – 7 year old one with 5.8 ha. The birds here use nesting possibilities on buildings, as the vegetation of the area is not yet acceptable for it. The abundance in May was 3.6 p/ha.

The abundance of the Collared Dove is at present the highest in the inner city (20.9 – 18.9 ind./ha), which is much higher than that of other cities. In the inner city of Brno e. g. in April – May only 1 – 3 birds were found on a hectare (Hudec, 1976). More to the north, where the species lives since shorter time this value is even lower. In Poznań e. g. in the old city 35.3 p/10 ha was registered (Gorski et al., 1979). In Debrecen this value is between 126 and 94.5 pairs. In West-Berlin at the end of the seventies there were only 2.5 – 1.57 pairs/10 ha (Bruch et al., 1978).

The dove is surprisingly abundant in Debrecen in the park biotopes too: in the outskirts 7.5, in the Botanical Garden 4.6 – 4 ind./ha (i. e. 37.6 and 22.8 – 20.2 pairs/10 ha) being higher than averages in other countries.

In 1980 the Dove was already eudominant in all biotopes of Debrecen. The relative dominance values were between 55.8 (B) and 17.6 (Bk) see table No. 4. In the center of Debrecen there are twice as much Collared Doves as Feral Pigeons (*Columba livia domestica*).

At present there are more Doves than House Sparrows in the thickly built inner city, but also in the outskirts. The House Sparrow dominates only in the recently built living quarters. Averages of the House Sparrow (*Passer domesticus*) population are as follows: 1980 April – May 5.8 (B), 5.2 (Kl), 4.3 (Lt), 1.3 (Kv) in ind./ha. The abundance of the Tree Sparrow (*Passer montanus*) at the same time was 0.4 – 1.7 (B), 0.7 (Kl), 1.9 (Lt), 2.5 (Kv) in individual/ha.

The House Sparrow is eudominant everywhere in the city (42,3 – 11,7%). The relative

dominance of the Tree Sparrow varies apparently everywhere according to biotopes: 3.0% (B), 8.7% (Bk), 9.5% (Kl), 29.5% (Kv). This species is eudominant only in the outskirts, in the parks is dominant and in the inner city a subdominant. Thus the until now most numerous bird the Sparrow is less urbanous as the Collared Dove, as regards to population or dominance.

Population dynamics of the Collared Dove in Debrecen

There are some favourable circumstances in our population study of the Dove in Debrecen. There were no Dove campaigns in Debrecen so the population is roughly intact, with a natural evolution. Further on the base of literature data one could follow the increase of the Dove, from its appearance till 1962. The first one was seen in 1937 and bred successfully near the university (*Udvardy*, 1939). Until 1941 the number of Doves increased here up to 6–8 pairs (*Udvardy*, 1943). From 1941 onwards they could be observed on more sites in the city (*Sóvágó*, 1943), but till 1954 the numbers remained very low. An increase was impeded by the scarcity of the bird and especially by its shooting off. Only after a ban of the air-compression guns, since 1956 began the Doves to increase rapidly (*Kiss*, 1962). Their first roost was formed at that time in the garden of the church Nagytemplom. According data and into from (*Kiss* in 1956 12. 50, in 1960 1700, in 1961 3000, in 1962. 01. 3500 birds roosted there.

In 1977, at the beginning of our study, there were 30 roosts in Debrecen with a stock of over 17 000. If the population increased in the years 1955–59 by 120–130% and between 1959–60 by 220% then it was restricted between 1977–80 to 13.5–15%. The logistical curve of the population-dynamics—even with lacking perpetuality forms a classical "S". In our view the Debrecen population is already near to the situation where it has to stabilise due to environmental pressure.

The dynamics of all animal populations are determined by the mutual effects of the following four factors: multiplication, mortality, emigration, immigration. In practical researches and especially with birds to determine all four factors precisely and extensively is a very hard task. Thus one has to evaluate on hand of partially known features. We try too to evaluate the changes in the Debrecen population on the basis of restricted data.

The main factor of the increase in the population is without doubt the annual multiplication success. According our observations the Dove breeds in the inner city of Debrecen 6–7 times annually, with success 4–5 times, with a resulting 8–10 young (*Bozsko*, 1978). There are, regrettably, no data for the whole city. In Nyíregyháza (NE Hun) the breeding success is between 90 and 35.5% for alleys and streets with heavy traffic and one-stage buildings resp., the mean breeding success being 65.3%. The data are different for breeding success: in park area 5–6 (*Ratkosné*, 1976), in the city self between 2.1 and 3.3 according to biotope (*Ratkos*, 1976).

In Brno the Dove breeds four times in average, the breeding success being 68.6% (*Kubik – Balat*, 1973). If it is valid for Debrecen then one pair rears 5–6 young annually and it means 250–300% increase for the population. But even with such a high output the population increases moderately, only by about 15% and the population does not increase geometrically.

It does not seem probable that the population here would have a high mortality. Lacking mortality data one has to rely on indirect observations, from which the first one is the shooting ban on the territory of the city. Further—it became clear during the counts—in winter without extreme weather oscillations the size of the local roosts is stable for longer periods, showing the rather stable composition of the groups and the low mortality. We have similar experiences from other roosts. In Debrecen most birds have a good food-basis, not suffering from hunger even in winter so that in the cold period rather the natural mortality, illnesses and to lesser extent the raptors hunting in the air above the city play a regulating role, promoting the good shape of the dove population. During breeding period the losses in population are bigger due to nest-robbing of the Jackdaw (*Coelus monedula*) (*Bozsko*, 1976, 1978) and the roving kids. These, however, effect rather the juveniles and do not interfere with the extreme multiplication of the Doves.

In lack of marking the population it is difficult to determine its movements and composition. Ringing has shown in Germany that 53.5% of the Doves migrate, to 10–100 km, but sometimes even as far as 500–1000 kms, first of all young birds. The migration is mainly in the spring looking for new nesting sites (*Nowak*, 1965, 1975). In our study we observed spring movements only once in 1979 late February–early March in the center

of the city the number of birds increased by 25%. As no decrease was observed on other places it was a proof that not an exchange has taken place, but migrating birds arrived. In this case the population increase was caused not by sharp temperature increase. The main advantage of such temporarily increases of population is the genetical refreshment of the population. Thus the increase of the Debrecen population is secured by annual multiplication and emmigration of alien birds.

In maintaining the optimal population size and in increasing the population the dispersion has the main role. Presently in the Debrecen population two contradictory processes take place alternatively: concentration during wintering and deconcentration during breeding.

In winter the birds take to the inner city, warmer, richer in food, to ensure their survival. The net of roosts here is rather thick, where the roosts are yet far from being saturated the Dove population increases sharply. Parallel to this new places arise. In this way the dove population finds yet place for favourable headquarters which is a deciding factor in the survival of the population in winter.

Early spring the dove masses, began to "fight" for the tightly built center of the city and try to nest on every seemingly possible site. In short time, however, becomes clear that a lot of the sites are not for nesting and the best ones are held and defended from year to year by the local stock. Thus many birds take to the outskirts. This dispersal of the population happens less due to the intraspecific aggression it occurs rather due to shortage in nest-sites in the biotopes. During our spring count in 1980 the abundance of the dove in the inner city in late March reached 126, in mid-April 104, in May only 94.5 p/10 ha and by this the local population stabilised. At the same time the dove populated other biotopes not favoured in winter: parks, outskirts, orchard belt surrounding Debrecen from N. E. S. in a cca, 7 km broad belt. Even in the parks not all pairs remain which want to settle there, part of them has to nest outside the city. In the Botanical Garden e. g. the April abundance fell from 22.8 p/10 ha to 20.5 pairs in mid May. But in relation to the year 1967 (Bozsko, 1968) the abundance here increased four times (from 0.7 to 2.7!) the relative dominancy reached 18.3%.

The dispersal of the dove population during breeding eliminates troubles in the population, decreases the density of the city population securing by this its hindered multiplication. It seems that the concentration and deconcentration processes as adaptive types of the seasonal dispersal of the population play determining regulatory role in the life of the Collared Dove population and that of the species. During spring dispersal of the population certainly broad dispersal and discovery of new nest-sites may take place.

Conclusions

1. The population density of the Collared Dove in the city of Debrecen shows a seasonal difference. During breeding, in spring, the population is evenly distributed in the whole city. From autumn to spring, however, the Collared population concentrates in the inner city, its dispersal being dotted in the night-time when the birds gather in big flocks on the roosts and being cumulative during daylight.

2. The distribution of the roosts is determined first of all not by short distance to food-basis, but by shelter factors. The birds prefer quiet green streets in the city-center due to more favourable microclimate.

3. On the roosts one may observe that the Dove population shows a typical seasonal dynamics. In summer only the young and the local nesters are there in smaller numbers. From the autumn the Dove flocks begin to increase and September – October show 25 – 30% of peak numbers, in November already 60 – 75%. The peak is reached in January (1978 – 1979), but sometimes in February (1980) or in December. The peak time for the population size has a close connection to the weather. When spring arrives the number of birds begins to fall on the roosts, in April in average by 75%.

4. The change in bird numbers shows different pattern on the various roosts depending on local ecological factors. In Debrecen there are stagnant, potentially developing, increasing a decreasing roosts latter type being very rare. Under unchanged circumstances single roosts may live for 20 years without a cut in numbers. The change in bird numbers varied on some places between +1000 and –100% during the studied three years, generally being between +10 – 15%.

5. In 1979 early February in Debrecen there were 30 important roosts, the Dove population was 15 156 birds, the abundance reached 3032 individuals/km². In 1980 February

17 410 Doves maintained 36 roosts. The annual increase of the city population is 14.9% according to 1980 data. The logistical curve of the population dynamics forms an "S" shaped curve and nears level stabilisation.

6. During start of breeding (April – May) the density of the Dove population in the inner city is 12.6 – 9.5 pairs/ha, in park biotopes 3.6 pairs/ha, in outskirts 1.4 pairs/ha, being higher than averages published in other countries. The Collared Dove is already eudominant in the whole city (relative dominancy 55.8 – 17.6%). In Debrecen the Collared Dove with regard to population density and dominancy now already overhauled the most number-strong urbanist the House Sparrow.

7. The Debrecen Dove population – besides high multiplication and low mortality – has a deciding factor in maintaining its optimal population level the distribution: concentration during wintering and deconcentration during breeding. The concentration of the birds in the inner city secures their survival in the most critical winter period. The springtime deconcentration of the population in the city and outside of it eliminates the tension in the population decreases the city population density and favours uninhibited multiplication of the birds. The concentration and deconcentration processes as adaptive types of population seasonal dispersal play deciding role in the life of the population and that of the species ensuring in the meantime the broad dispersal of the Collared Dove to conquer new territories.

8. The overmultiplication of the Collared Dove led to non-wished shifts in city ornithocoenosis to the disadvantage of many valuable bird species. The Debrecen Collared Dove population has reached already any acceptable optimal level, increasing public sanitation and economical problems connected to it. We think that a scientifically based plan has to be elaborated to regulate the population level of the Collared Dove to decrease the population.

Author's Address:
dr. Bozskó Szvetlana
Juhász Lajos
Kossuth Lajos Tudományegyetem
Állattani és Embertani Tanszék
Debrecen
H – 4010

References

- Berthold, P. – Bezzel, E. – Thielcke, G. (1974): Praktische Vogelkunde. Kilda Verlag, Greven/Westf. 1 – 144 p.
- Bozsó, Sz. (1976): The nest-robbing activity of Jackdaw (*Coloeus monedula*) in Debrecen. *Aquila* 83. 305 p.
- Bozsó, Sz. (1978): Ecology and ethology of the Collared Dove (*Streptopelia decaocto*) in the city of Debrecen. *Aquila* 85. 81–92 p.
- Bozsó, Sz. – Juhász, L. (1979): A balkáni gerle (*Streptopelia decaocto*) populáció dinamikája Debrecenben. *Acta Biol. Debrecina*, 17. (in press)
- Bruch, A. – Elvers, H. – Phol, Ch. – Westphal, D. – Witt, K. (1978): Die Vögel in Berlin. Orn. Bericht f. Berlin (West), 3. 147 – 148 p.
- Górski, W., Górska, E. (1979): Quantitative investigations on the breeding avifauna of Poznan and Koszalin in 1972. *Acta Orn. Warszawa* XVI. 20. 513–533 p.
- Hudec, K. (1976): Der Vögelbestand in der städtischen Umwelt von Brno (CSR) und seine Veränderungen. *Acta Sc. Nat. Brno*, 10/11. 1 – 54 p.
- Kubík, V. – Balat, F. (1973): Zur Populationsdynamik der Türkentaube (*Streptopelia decaocto*) in Brno, CSR. *Zool. Listy* 22/1. 59 – 72 p.
- Lenz, M. (1971): Zum problem der Erfassung von Brutvogelbestand in Stadtbiotopen. *Vogelwelt*, 92. 41 – 52 p.
- Nowack, E. (1965): Tie Türkentaube. *Neue Brehm Büch.* 353. Wittengerg, 1 – 112 p.
- Nowack, E. (1975): Ausbreitung der Tiere. *Neue Brehm Büch.* 480. Wittenb. 41 – 47 p.
- Píkula, J. – Kubík, V. (1978): Die Brutökologie der Türkentaube in Mitten der Stadt Brno. *Acta Sc. Nat. Brno*, 12/10. 1 – 40 p.
- Ratkos, J.-né (1976): A balkáni gerle ökológiai sajátosságai Nyíregyházán. Szakdolgozat, Debrecen, KLTE Állattani Tanszék. (manuscr.)
- Schwerdtfeger, F. (1968): Ökologie der Tiere II. Hamburg – Berlin, 1 – 446 p.
- Sóvágyó, M. (1943): Újabb adatok a balkáni gerle debreceni előfordulásáról. *Aquila* 50. 405 p.
- Széky, P. (1977): Természetes állatpopulációk ökológiája. *A Biológiai Aktuális Problémái.* 9. 133 – 201 p.
- Udvardy, M. (1939): Balkáni kacagógerle Debrecenben. *Aquila* 42 – 45. 621 – 622 p.
- Udvardy, M. (1943): A balkáni kacagógerle. *Aquila* 50. 405 p.
- Williamson, M. (1975): The Analysis of Biological Populations (in russian). Mir, Moskwa. 1–271 p.

KÜLFÖLDI GYŰRŰS MADARAK KÉZREKERÜLÉSEI —
32. GYŰRŰZÉSI JELENTÉS
RECORDS OF BIRDS RINGED ABROAD
32rd REPORT OF BIRD-BANDING

Egon Schmidt

<i>Ciconia ciconia</i>			
Helgoland 6 357	O	Stedebergen, <i>BRD</i> 52.53 N 09.13 E	23.06. 1979
	X	Békés 46.46 N 21.07 E	13.11. 1979
Helgoland 6 375	O	Daverden, <i>BRD</i> 52.58 N 09.10 E	04.07. 1979
	X	Békés 46.46 N 21.07 E	15.08. 1979
Hiddensee 2 896	O	Drebligar, Torgau, <i>DDR</i> 51.34 N 12.59 E	07.07. 1979
	X	Dévaványa 47.02 N 20.56 E	23.08. 1979
Hiddensee 210 461	O	Kleinzerbst, Wittenberg, <i>DDR</i> 51.53 N 12.39 E	25.06. 1978
	X	Órbottyán 47.42 N 19.15 E	15.07. 1978
Hiddensee 213 812	O	Joachimstal, Eberswalde, <i>DDR</i> 52.50 N 13.49 E	01.07. 1978
	X	Zsarolyán 47.55 N * 22.34 E	17.06. 1979
Hiddensee A 1 924	O	Kuhlhausen, <i>DDR</i> 52.50 N 12.05 E	23.06. 1979
	X	Szentistván 47.39 N 20.46 E	22.09. 1979
Hiddensee A 2 881	O	Grethen, Grimma, <i>DDR</i> 51.15 N 12.43 E	01.07. 1979
	X	Meggyesháza 46.30 N 21.02 E	02.09. 1979
Hiddensee A 3 676	O	Kreckwitz, Bautzen, <i>DDR</i> 51.11 N 14.26 E	08.07. 1979
	X	Szécsény 48.06 N 19.32 E	20.11. 1979

Radolfzell BB 15 059	O	Balzhausen, Günzburg, <i>BRD</i> 48.14 N 10.30 E	03.07. 1972
	X	Hosztót 47.05 N 17.14 E	01.10. 1979
<i>Anser anser</i>			
Gdansk Z 1 286	O	Grabownica, <i>Poland</i> 51.32 N 17.24 E	19.04. 1978
	X	Mexikó-pusztá 47.41 N 16.52 E	06.02. 1979
<i>Anser fabalis</i>			
Arnhem 8 031 441	♀	Kessel, Nordbrabant, <i>Holland</i> 51.49 N 05.24 E	29.01. 1979
	+	Szigliget 46.48 N 17.25 E	15.01. 1980
Hiddensee 210 137	♂	Gülper-See, Rathenow, <i>DDR</i> 52.44 N 12.16 E	28.10. 1975
	+	Tata 47.39 N 18.18 E	29.12. 1979
Hiddensee 210 577	♀	Gülper-See, Rathenow, <i>DDR</i> 52.44 N 12.16 E	29.09. 1977
	+	Tata 47.38 N 18.18 E	24.12. 1979
<i>Anas platyrhynchos</i>			
Lituania 145 118	♂	Lake Zhuvintas, <i>Lituania</i> 54.29 N 23.38 E	02.08. 1978
	+	Újsolt 46.52 N 19.07 E	30.11. 1978
Lituania 148 617	♂	Vilkavishkis, <i>Lituania</i> 54.38 N 23.02 E	15.06. 1979
	+	Ásványráró 47.49 N 17.30 E	27.12. 1979
<i>Anas crecca</i>			
Paris EA 344 216	♂	Tour du Valat, <i>France</i> 40.40 N 03.30 E	27.12. 1969
	X	Tömörkény 46.36 N 20.07 E	07.09. 1970
<i>Anas chrypeata</i>			
Gdansk PA 00 473	♂	Slonsk Reserve, <i>Poland</i> 52.34 N 14.43 E	08.07. 1979
	X	Tömörkény 46.36 N 20.07 E	16.09. 1979
<i>Pernis apivorus</i>			
Praha C 50 433	O	Nový Salas, Trebisov, <i>CSSR</i> 48.37 N 21.29 E	22.07. 1971
	X	Kecskemét 46.54 N 19.36 E	?..05. 1976

<i>Buteo buteo</i>			
Lituania	O	Anykashchiai, <i>Lituania</i>	23.06. 1979
131 118		55.32 N 25.07 E	
	X	Mosonmagyaróvár	21.12 .1979
		47.52 N 17.15 E	
<i>Circus aeruginosus</i>			
Helsinki	O	Siuntio Udenmaan, <i>Finland</i>	01.07. 1975
H 166 983		60.09 N 19.41 E	
	X	Zagyvaszántó	29.07. 1979
		47.46 N 19.41 E	
Praha	O	Déhylov, Opava, <i>CSSR</i>	25.06. 1977
D 12 823		49.52 N 18.10 E	
	+	Fadd	?..03. 1979
		46.27 N 18.50 E	
Riga	♀	Eugure lake, Tukums,	
P 1 394		<i>Latvian SSR</i>	10.05. 1975
		57.15 N 23.07 E	
	X	Iszkáz	19.04. 1977
		47.09 N 17.16 E	
<i>Pandion haliaetus</i>			
Helsinki	O	Kuopio, <i>Finland</i>	12.07. 1976
M 3 490		62.55 N 27.53 E	
	X	Nemesvid	14.04. 1980
		46.29 N 17.15 E	
<i>Falco tinnunculus</i>			
Helsinki	O	Lappeenranta Villmanstrand,	
S 75 510		<i>Finland</i>	11.06. 1979
		61.01 N 28.11 E	
	X	Táplánszentkereszt	20.10. 1979
		47.12 N 16.42 E	
Praha	O	Prerov-Zebracka, <i>CSSR</i>	24.05. 1979.
E 249 352		49.28 N 17.28 E	
	?	Zaránk	02.08. 1979
		47.38 N 20.06 E	
<i>Philomachus pugnax</i>			
Helsinki	♀	Lempäälä Hämeen, <i>Finland</i>	15.05. 1970
AT 4 830		61.19 N 23.47 E	
	v	Fülöpháza	27.07. 1979
		46.53 N 19.28 E	
<i>Larus ridibundus</i>			
Matsalu	O	Tostomaa Kivilaid, <i>Estonia</i>	01.07. 1977
U 160 908		58.18 N 24.00 E	
	X	Székesfehérvár	21.10. 1979
		47.12 N 18.25 E	
Matsalu	O	Kobaja Valgesäär, <i>Estonia</i>	23.06. 1979
U 199 983		58.36 N 23.30 E	
	X	Tata	26.01. 1980
		47.39 N 18.18 E	

<i>Tyto alba</i>			
Praha	O	Salka, Nové Zámky, <i>CSSR</i>	20.06. 1977
C 49 562		47.53 N 18.45 E	
	X	Galgaguta	10.01. 1979
		47.52 N 19.23 E	
<i>Corvus frugilegus</i>			
Radolfzell	*	Wien, <i>Austria</i>	20.01. 1979
4 x 212		48.13 N 16.22 E	
	X	Budapest	10.01. 1980
		47.29 N 19.03 E	
Radolfzell	*	Wien, Mauer, <i>Austria</i>	30.12. 1975
HF 4 873		48.09 N 16.16 E	
	+	Horvátkimle	?..09. 1979
		47.49. N 17.23 E	
<i>Panurus biarmicus</i>			
Radolfzell	♂ j	Illmitz, <i>Austria</i>	05.07. 1974
BF 35 377		47.46 N 16.48 E	
	v	Fehértó	26.09. 1974
		47. 41 N 17.23 E	11.12. 1977
Zagreb	*	Novi Becej, <i>Yugoslavia</i>	27.09. 1975
A 345 704		45.37 N 20.13 E	
	v	Dinnyés	26.07. 1978
		47.11 N 18.30 E	
<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>			
Helsinki	*	Karkkila, <i>Finland</i>	08.08. 1979
J 631 150		60.32 N 24.13 E	
	X	Fülöpháza	30.08. 1979
		46.53 N 19.28 E	
Radolfzell	*	Illmitz, <i>Austria</i>	13.08. 1976
BP 56 378		47.46 N 16.48 E	
	v	Bó	04.08. 1978
		47.23 N 16.49 E	
<i>Sylvia borin</i>			
London	*	Malta	10.04. 1976
KC 27 491		35.49 N 14.31 E	
	v	Diósjenő	28.07. 1979
		47.55 N 19.02 E	
<i>Chloris chloris</i>			
Lituania	O (♂)	Dotnuva, <i>Lituania</i>	20.06. 1976
50 N 52		55.22 N 23.53 E	
	v	Budapest	18.01. 1977
		47.29 N 19.03 E	
<i>Carduelis carduelis</i>			
Gdansk	♀	Lodz, <i>Poland</i>	10.10. 1977
KA 42 316		51.46 N 19.28 E	
	v	Pomáz	28.11. 1979
		47.39 N 19.02 E	

Emberzia schoeniclus

Radolfzell * Illmitz, *Austria*
CC 52 233 47.46 N 16.48 E
 X Fertőszéplak
 47.37 N 16.50 E

02.08. 1974

03.10. 1979

Author's Address: Egon Schmidt
Magyar Madártani Egyesület
Budapest
Keleti K. u. 48
H - 1024

A MADÁRTANI INTÉZET MADÁRJELÖLÉSEI —
 XXXIII. GYŰRŰZÉSI JELENTÉS
 BIRD-BANDING OF THE HUNGARIAN ORNITHOLOGICAL
 INSTITUTE — 33rd REPORT ON BIRD-BANDING

Egon Schmidt

<i>Ardea purpurea</i>			
501 444	O	Pálmonostora (<i>A. Bankovics</i>)	29.05. 1979
		46.37 N 19.26 E	
	+	Malta	08.10. 1979
		35.49 N 14.31 E	
<i>Nycticorax nycticorax</i>			
403 133	O	Mózs (<i>T. Jaszenovics</i>)	12.06. 1978
		46.54 N 18.45 E	
	X	Mobill Amal Camp, <i>Lybia</i>	26.05. 1979
		29.29 N 21.06 E	
505 067	O	Tiszalúc (<i>Gy. Balogh</i>)	17.06. 1979
		48.02 N 21.04 E	
	+	Zinder, <i>Niger</i>	cca. 15.09. 1979
		13.48 N 08.59 E	
<i>Anser anser</i>			
ZZ 610	*	Komárom (<i>R. Németh</i>)	11.11. 1978
		47.45 N 18.07 E	
	+	Podersdorf, <i>Austria</i>	08.08. 1979
		47.52 N 16.51 E	
<i>Philomachus pugnax</i>			
681 201	♂ j	Fülöpháza (<i>I. Kiss</i>)	12.08. 1979
		46.53 N 19.28 E	
	+	Zidouh, <i>Tunis</i>	12.11. 1979
		cca. 35.00 N 10.00 E	
<i>Larus ribidundus</i>			
318 620	O	Szeged – Fehér-tó (<i>T. Csörgő</i>)	18.05. 1979
		46.20 N 20.05 E	
	+	Jendouba, <i>Tunis</i>	04.01. 1980
		36.30 N 08.45 E	
676 802	*	Budapest (<i>Dr. P. Mödlinger</i>)	13.12. 1977
		47.29 N 19.03 E	
	+	Salzgitter, Braunschweig, <i>BRD</i>	24.11. 1978
		52.07 N 10.23 E	

<i>Hirundo rustica</i>			
728 292	*	Mexikó-puszta (<i>L. Kárpáti</i>) 47.41 N 16.52 E	12.08. 1978
	v	Kabula Village, Bungoma, <i>Kenya</i> 00.29 N 34.32 E	07.04. 1980
<i>Turdus pilaris</i>			
166 017	*	Budapest (<i>L. Csóka</i>) 47.29 N 19.03 E	13.01. 1972
	X	Karditsa, Tessalia, <i>Greece</i> cca. 39.00 N 22.00 E	?...?.. 1979
<i>Turdus philomelos</i>			
667 888	*	Pomáz (<i>F. Váradi</i>) 47.39 N 19.02 E	03.10. 1976
	+	Villagrande Strisaili, <i>Italia</i> 39.58 N 09.30 E	11.01. 1979
<i>Turdus merula</i>			
675 222	♂	Vérteskethely 47.29 N 18.04 E	10.09. 1978
	+	Sestro Levante, Genova, <i>Italia</i> 44.16 N 09.24 E	29.10. 1978
<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>			
788 717	*	Fehértó (<i>T. Fülöp</i>) 47.41 N 17.23 E	27.07. 1978
Radolfzell BS 01 547	v	Illmitz, <i>Austria</i>	24.07. 1979
793 567	*	Fülöpháza (Hung. Orn. Soc.) 46.53 N 19.28 E	27.07. 1978
Praha T 179 422	v	Lednice, <i>CSSR</i> 48.49 N 16.49 E	23.05. 1980
810 711	*	Ipolyszög (Hung. Orn. Soc.) 48.04 N 19.03 E	04.07. 1979
Radolfzell BS 01 166	v	Illmitz, <i>Austria</i> 47.46 N 16.48 E	25.07. 1979
<i>Muscicapa albicollis</i>			
768 493	*	Gödöllő (<i>Gy. Aradi</i>) 47.34 N 19.22 E	06.08. 1979
	X	Zubietá, <i>Spanien</i> 43.19 N 01.19 W	27.08. 1979
<i>Sturnus vulgaris</i>			
669 770	O	Kecskemét (<i>A. Bankovics</i>) 46.54 N 19.36 E	14.05. 1979
	+	Berrechid, <i>Maroc</i> cca. 34.00 N 00.05 W	25.12. 1979

669 792	O	Kecskemét (<i>A. Bankovics</i>)	14.05. 1979
		46.51 N 19.36 E	
	+	Guendouze, <i>Algeria</i>	03.03. 1980
		cca. 34.00 N 00.05 E	
672 801	*	Csobánka (<i>P. Bárdos Deák</i>)	31.05. 1977
		47.39 N 18.57 E	
	+	Zemmora, <i>Algeria</i>	09.01. 1980
		cca. 34.00 N 00.05 E	
675 578	O	Kecskemét (<i>I. Kiss</i>)	08.06. 1978
		46.54 N 19.36 E	
	+	Cesena, Forli, <i>Italia</i>	18.03. 1979
		44.10 N 12.17 E	
<i>Carduelis spinus</i>			
766 606		Budapest (<i>I. Klopcesek</i>)	23.10. 1977
		47.29 N 19.03 E	
	v	near Palanga, <i>Lituania</i>	20.10. 1978
		56.01 N 21.05 E	
832 505	♀	Pomáz (<i>M. Lakatos</i>)	26.10. 1979
		47.39 N 19.02 E	
	X	Eschenbach, Oberpfalz	08.06. 1980
		49.45 N 11.50 E	

Author's Address:
Egon Schmidt
Magyar Madártani Egyesület
Budapest
Keleti K.u. 48.
H - 1024

Fehéresőrű búvár (*Gavia adamsi*) Balatonlellén — 1977. november 25 — 26-án a balatonlellei mólótól nyugatra kb. 100 m-es átmérőjű mozgási körben figyeltem meg ezt a fajt, részletes ismertetését l. az angol szövegben. Ugyanott cca. 2400 *Fulica atra*, 80–100 *Bucephala clangula* tartózkodott.

Fülöp L. Zoltán

A tiszalúci gémtelep — 1979 nyarán fokozott figyelmet fordítottunk a Tiszalúc közelében, nádasban és reketyefüzesben kialakult gémtelóra tanulmányozására. A telep összetétele a következő: bakesó (*Nycticorax nycticorax*) — 400 pár, ebből 150–200 pár a nádasban, 200–250 pár a reketyefüzesben fészkel; vörös gém (*Ardea purpurea*) — 40 pár (nádasban); selyemgém (*Ardeola ralloides*) — 30 pár (reketyefüzesben); kiskócsag (*Egretta garzetta*) — 30 pár (reketyefüzesben); szürke gém (*Ardea cinerea*) — 1 pár (nádasban). A Madártani Intézet megbízásából gyűrűzést is végeztünk a telepen. Sajnos a nehéz terepviszonyok miatt a fiókáknak csak kis részét sikerült megjelölnünk.

A gyűrűzött fajok a következők (mennyiségi sorrendben): bakesó — 632 példány, kis kócsag — 45 példány, vörös gém — 37 példány, üstökös gém — 28 példány.

Balogh Gyula és Zákány Albert

Ritkább réce- és lúdelfordulások Szeged környékén — 1976. XI. 28-án a szegedi Fehér-tavon *Tajti Lászlóval* 2 db vörösnakú ludat (*Branta ruficollis*) láttunk repülni nagylilikek (*Anser albifrons*) társaságában. *Benei Béla* 1976. XI. 7-én 11 db-ot, XI. 10-én 1 db-ot, 1977. X. 23-án 1 db-ot látott, továbbá 1978. I. 15-én 5 példányt. 1976. III. 7-én *Benei Béla*, *Tajti László* és *Stuhl László* egy apácaludat (*Branta leucopsis*) figyelt meg a Sándorfalva melletti Nádasón. A lúd 36 nyári lúd (*Anser anser*) társaságában volt. Egy albinó ludat láttam leszállni nagylilikekkel 1976. XI. 6-án a szegedi Fehér-tavon. Ugyanitt 1978. XII. 26-án 14 nagylilikkel egy részlegesen albinó nagylilike szállt be a tóra. A madár távolról teljesen fehérnek tűnt, közelről azonban a hasaljon a keresztcsávokat is jól ki lehetett venni, amely világosbarna színű volt. *Benei Béla* bügykös ásóludat (*Tadorna tadorna*) 1976. XII. 19-én látott 13, 1977. II. 6-án 7 példányban a tavon. *Kiss Ernő* és *Gyovai Ferenc* 1979. XII. 2-án látott egy darabot. Magam 1978. XI. 28-án és 1979. XII. 15-én láttam egy-egy példányt. Ez utóbbi évben a halastavak későn, 1980. januárjának első napjaiban fagytak be tartósan, míg 1978-ban december elején.

Egy példányát Zsótér László is látta 1978. XI. 28. és 30. között. Jeges réce (*Clangula hyemalis*) – Fehér-tavon a következő előfordulásait jegyeztük fel 1978-ban: XI. 22-én 1 db (Zsótér László), XI. 23-án 1 db, ugyanekkor Zsótér kettőt látott. XI. 26-án és XI. 28-án egy-egy példányt. Utoljára Zsótér látta a madarat XI. 29-én (1 péld.) Hegyi réce (*Aythya marila*) – 1978. XI. 28-án és 29-én egy-egy tojópéldány (Zsótér L.), XII. 22-én 5 tojópéldány (dr. Kasza Ferenc), XII. 26-án 5 tojó, 31-én 6 tojópéldány tartózkodott a szegedi Fehér-tón.

Széll Antal

Hamvas rétihéja (*Circus pygargus* L.) fészkelések természetvédelmi vonatkozásai – Hazánkban a hamvas rétihéja fészkelése sohasem számított gyakori jelenségnek. Ennek magyarázatául szolgál az a tény is, hogy Magyarországon húzódik keresztül a közép-európai költőareál déli széle. A széli populációk fennmaradásának labilis volta pedig közismert, amelyet legtöbbször számos környezeti feltétel hiánya vagy nem megfelelő volta együttesen eredményez. Ehhez a mérgezett tojásokkal történő dúvadirtás és a meliorációs munkálatok még ma is hozzájárulnak. Némileg ellentmond ennek a 30-as évek hansági 20–25 páros állománya, amely azonban napjainkra már mintegy ötödére csökkent. Az ország egyéb területein elszórtan, szigetszerűen észlelt költések (Turján-vidék, Kis-Balaton és környéke) mellett alkalmi megtelepedésekről is tudunk (Pellérd, Tiszadob). A Nagykunságban – Abádszalók mellett – 1978-ban találtam egy költőpárt, amely hiteles adatok szerint már évek hosszú sora óta él ott. A mintegy két hektár terjedelmű nádas-



22. ábra. *Circus pygargus* fészke gabonában
Figure 22. *Circus pygargus* nest in a corn-field (Foto: Dr. Endes M.)

sásmocsár rendkívül zavart (nádvgágás még májusban is!), szoros gyűrűben agrárterületek vesznek körül. 1979-ben Abádszalók, ill. 1980-ban Kisújszállás környékén azonban hazai viszonylatban szokatlan módon, gabonatablában fészkelte le egy-egy pár. Jóllehet a régebbi irodalomban pl. *Chernel-nél*, *Lovassy-nál* olvashatunk hasonló észlelésről, azonban ennek konkrét bizonyítékai mindeddig hiányoztak, mivel az első fészket *Schenk* csak 1929-ben találta meg, s ily módon inkább külföldi megfigyelések átvételéről lehetett szó náluk. A hamvas rétiheja költésbiológiájának ismeretében — a május második felében, sőt végén történő letojás, a négyhetes költés és további egyhónapos növekedés a röpképesség eléréséig — súlyos természetvédelmi problémákat vetett fel! A gabonának éppen a fiókanevelés idejére eső nagyüzemi módon történő, gépesített aratása miatt semmi esély sem látszott a költés eredményes lezajlására. Eseteinkben az érintett gazdasági egységek vezetőivel történt elbeszélgetés és meggyőzés mégis sikerrel járt, megfelelő kiterjedésű védterület meghagyásának eredményeként a fészkekből négy, ill. három fióka repült ki.

Dr. Endes Mihály

Pártás darvak (*Anthropoides virgo*) csapatos vonulása Délkelet-Magyarországon — 1980 tavaszán a magyar Alföld délkeleti sarkában ismert, hagyományos gyülekezőhelyeken késő tavaszig elhúzódott a darvak (*Grus grus*) átvonulása. A Kardoskúti Természetvédelmi Területen mintegy 2000, az onnan 15 km-re délkeletre, a békéssámsoni Montág-legelön kb. 800 daru tartózkodott április első hetében. Április 15-én — késő délután — a békéssámsoni Festucetum pseudovinae típusú legelőn szétszóródva táplálkozó több száz daru között homogén csoportokba különülten 25 + 11 + 4 pártás darvat figyeltem meg. Mindkét darufaj egyedei táplálékkeresés közben gyakran táncoltak, az ősszel is tapasztalható, játékos „táncnál” sokkal inkább párválasztó ceremóniára utaló mozdulatokkal. A fényképezési kísérlet miatt felrepülő madarak közeli éjjelezőhelyük irányába távoztak. Repülés közben az *Anthropoides*-ek elkülönültek, és nem vegyültek a rendetlen tömegben özőnlő *Grus*-ok csoportjába. A pártás daru Közép-Európában véletlen adta, ritka jelenségnek számít, és a korábbi megfigyelések csak egyes példányokról tanúskodnak Magyarországon. A most észlelt csapatos megjelenés — feltételezhetően — a közös telelőhelyen történt keveredés és a *Grus*-ok vonulási útját követő „sodródás” eredménye.

Dr. Sterbetz István

Kislile (*Charadrius dubius*) fészkelése Hortobágyon — A Hortobágy térségében a kislile nem számít gyakori fészkelőnek. A Balmazújváros melletti Nagy-szíken 1980. május 21-én találtam fészkelve egy szoloncsákos tó mellett, kopár zátonyon. 4 tojásából az időjárás miatt csak 1 fióka kelt ki. A közelben 5 pár gulipán (*Recurvirostra avosetta*) és 7 — 8 párszéki lile (*Charadrius alexandrinus*) költött.

Dr. Kovács Gábor

A billegető cankó (*Tringa hypoleucos*) első Duna menti fészkaljai — A Magyar Nemzeti Múzeum Természetudományi Múzeumának gyűjteményében *Kunszt Károly* ajándékaként a múlt század végéről adatolt billegető cankó fészkaljakat őriztek, amelyek csallóközsomorjai származását korábban



23. ábra. *Burhinus oedipus* marhatrágyába kapart fészke
Figure 23. *Burhinus oedipus* nest scrapped into cattle dropping (Foto: Fodor Á.)

kétségbe vonták, az adatközlések megbízhatatlanságára való hivatkozással. Miután Csiba Lajos és Radetzky Jenő oológusok a későbbiekben Kunszt adatainak helytállóságát igazolták, a fennmaradt gyűjteményi kartotékok között pedig megtaláltam a háború alatt elpusztult fészekaljok pontos adatait, ezek közlését szükségesnek tartom: 1. Körtvélyes, 1983. V. 3. (3 ova); 2–3. Csallóközsomorja (= Somorin), 1894. IV. 28. (4 + 4 ova); 4. Csallóközsomorja, 1895. IV. ? (4 ova); 5. Csallóközsomorja, 1896. V. 3. (4 ova).

Dr. Keve András

Ugartyúk (*Burhinus oedienemus*) fészkelése Pély határában – 1979. V. 14-én ugartyúkfészkekre bukkantam Pély határában, benne két tojással. A fészkelés helye egy 300 hektárnyi szolonyec-szikes legelő (*Artemisio-Festuetum*), szántók, erdősávok és lakott terület közé ékelve. A fészkek növényzettel gyéren megszórt és gyepszintekkel tarkított, déli lejtésű, kopár sziken volt. A tavalyi marhatrágya közepébe kapart, sziki csenkesz, sziki üröm és sóvirág szegélyezte „fészkek” e fajra tipikus ilyen környezetben. Az ugartyúkpár viselkedése alapján 1980-ban újabb fészkelés feltételezhető itt.

Dr. Ocsai András

Gyurgyalag (*Merops apiaster*) földi fészkelése Hajós környékén – Az ún. Antallapos közelében levő homokpusztán 1979. VII. 29-én két, talajba fúrt lyukban fészkelő gyurgyalagot találtam. Egy harmadik fészket az útbevágásnak kb. 30 cm-es padkájában került meg. A főleg pázsitfűfélékkel (*Andropogon ischaemum*, *Stipa sabulosa*, *S. capillata*) jól benőtt, hullámos felszínen szétszóródva, egyesével települtek a költőpárok. A felfedezett járatok a homokbuckák oldalában erednek, és a költőüregig egyenletesen enyhén lejtnek. A madarak számából ítélve kb. 10 hektárnyi területen 5–6 pár költöztetett. A megtalált három költőüreg kb. 150 m-es távolságon oszlott el.

Szalczser Antal

Hollók (*Corvus corax*) Temerin területén (Jugoszlávia) – A jugoszláviai Vajdaság tartomány fővárosától, Újvidéktől kb. 20 km-re északra levő Temerin község határában 1979. március 22-én figyeltem meg egy hollófészket, a várostól 2 km-re egy magasfeszültségű áramvezeték póznáján. A fészkek magassága kb. 25 m. Az öt hollófioka közül négy kirepült. A fiatalok egész nyáron és ősszel az öregek társaságában mutatkoztak, gyakran emberközeli is. Ősz végén a hollófészket eltávolították a villanypóznáról, és kevéssel ezután az öregek elhagyták a fészkelőhelyet. December 29-én 5 holló jelent meg Temerin közelében, ekkor a városi védett, 3 hektáros parkban tartózkodtak. Az utolsó 10 évben a Vajdaságban mintegy 20 helyen költött a holló, a Bácskában és a Szerémségben.

Zakinszki Sándor

Hajnalmadár (*Tichodroma muraria*) Visegrádon – 1979. február 25-én Visegrád mellett a nagyvillámi kilátótorony tövében hajnalmadár tetemét találtam, feltételezhetően fiatal példányt. A tetem teljesen kiszáradt állapotban volt.

Korsós Zoltán



24. ábra. *Corvus corax* fészke magasfeszültségű villanypóznán
 Figure 24. *Corvus corax* nest on high-voltage pylon (Foto: Zakinszki I.)

Kövirigó (*Monticola saxatilis*) a Vas megyei Sághegyi Tájvédelmi Körzetben — A Sághegy pliocén bazaltvulkánja érdekes „sziget” a Kemenesalja faunája számára. Madárvilága kevésbé ismert, legfeltűnőbb adata a kék kövirigónak (*Monticola solitarius*) 1975. V. 14-i megjelenése (Aquila, 1976. Tom 83. 298. p.). Tekintettel arra, hogy a kövirigó, mint sághegyi fészkelő, még nem szerepel a faunisztikai leírásokban, ezért tartom közlésre érdemesnek 1979. július 12-i megfigyelésemet. Valószínű, hogy a Sághegy a kövirigónak legnyugatibb ismert hazai költőhelye.

Faragó Sándor

Egyes madárfajok behúzódása Budapest belterületére — A molnár- (*Delichon urbica*) és a füsti fecske (*Hirundo rustica*), valamint a dolmányos varjú (*Corvus c. cornix*) 1972–74. évben már megtelepedett Budapest belterületén. 1975–79. évben e fajok továbbnyomultak a város szíve felé. A molnárfecske 3 fészket 1973-ban a rákoskeresztúri temető halottas házának falán találtam. 1975-ben a Kelenföld felől a Móricz Zsigmond térig hatolt már a városba. A tér melletti Siroki utcában 9 fészke épült. 1976–79-ben 7 fészke volt lakott, sőt 1976 óta 5 fészke épült a forgalmas Karinthy Frigyes utcában is. A Műszaki Egyetemen 1978-ban Göttmann István kb. 500-ra becsülte a fészkek számát. 1975. V. 24-én bár erős mozgásukat figyeltem meg, de fészkeiket még nem láttam. Új telep alakult ki a Moszkva tér közelében is a Lövőház utcában, ahol az egyik modern épületen 1978-ban 5–6 fészket számláltam, 1979-ben pedig az épületesoportban 22-t. A füsti fecske a Belgrád rakparton

1975 után is költött, de áthurcolkodott a szomszédos 10. sz. ház padlásfeljárójába. 1977- és 1978-ban eredményesen repített itt. Értesülésem szerint a mögötte fekvő Váci utca szakaszán 1978-ban két új fészek épült. VII. 20-án a szerb templom kertjében etették a szülők a fiatalokat. *Tapfer* 1973-as megfigyelése óta 1979-ig magam is gyakorta láttam dolmányos varjút a Baross utca felett a Múzeum-kert irányába repülni, sőt felszállni egy kéményre, ahol kiflivéget evett. 1974-ben a Bródy Sándor utcai magas fán mutatott nekem *Tapfer Dezső* egy fészket, amely a következő évben lakatlan maradt és elpusztult. 1978-ban III. 22-én lettem figyelmes először a Veress Pálné u. felett mozgó dolmányos varjakra. IV. 15-én meg is találtam a fészket a szerb templom udvarának egyik magas fáján. 1979-ben nem tértek vissza a fészkelők. Gyakorta szó esik arról, hogy a nyugati nagyvárosokkal szemben Budapesten legfeljebb a város peremén — pl. az Állatkert fáján — mutatkozik az örvös galamb (*Columba palumbus*). 1978. VI. 2-án a Veress Pálné u. 11. sz. ház tetején levő televíziós antennán figyeltem meg egy példányt.

Dr. Keve András

Short News

White-billed Diver (*Gavia adamsi*) — 1977.11.25—26. Balatonlelle. West of molo in a circle cca. 100 m Ø, east of a small cape, next day on the western side, 50–100 m away. Did not move much, but preened very thoroughly, next day somewhat more vivid. During previous days there was a very strong NW wind, moderating somewhat on these latter two, even the sun appeared sometimes. Description: bill lifted cca. 15° warm-white, culmen of same colour, below with angle. On neck borderline between dark and light diffuse, at lower neck darker brown, extending towards breast but no trace of collar. Forehead cca. chocolate-brown, head slightly angular. Primary shafts mid-light-brown, some very whitish. Back lightbrown with some greyish hue. On the same site min. 2400 *F. atra*, 80–100 *B. clangula*, 18–21 *A. atthis*.

Zoltán Fülöp L.

Tiszalúc heronry — In 1979 during summer a special attention was paid to study the colony near the Tisza r. in reed and *Salix*. *N. nycticorax* — 400 pairs, 150–200 p. in the reeds, 200–250 p. on *Salix cinerea*; *A. purpurea* — 40 pairs in reed; *A. ralloides* — 30 pairs in *S. cinerea*; *E. garzetta* — 30 pairs in *S. cinerea*; *A. cinerea* — 1 pair in reed. On behalf of the Ornithological Institute we ringed too, but due to the heavy terrain only the smaller part of the chicks was ringed. Ringed species (in quantity sequence): *N. nycticorax* — 632; *E. garzetta* — 45; *A. purpurea* — 37; *A. ralloides* — 28.

Gyula Balogh and Albert Zákány

Rare ducks and geese near Szeged — 1976. 11. 28. near Szeged on the Fehér-tó (lake) with *Tajti László* 2 *Branta ruficollis* seen flying among *A. albifrons*. *Benei Béla* observed on 1976. 11. 07. — 11, on 11.10. — 1, on 1977. 10.23. — 1, 1978. 01. 15. — 5. *Benei B.*, *Tajti L.* and *Stuhl László* observed a *Branta leucopsis* on 1976. 03. 07. near Sándorfalva on the Nádas-tó (lake) in, company of 36 *A. anser*. An albinistic *A. anser* was seen by *Széll Antal* with *A. albifrons* on 1976. 11.06. on the Fehér-tó. On the same place a *partially albinistic A. albifrons* with 15 others came down to the lake on 1978.12.26. From the distance it looked fully white, but when stalked the light-brown stripes showed well on the belly. *Benei B.* observed *T. tadorna* on the lake on 1976.12.19. — 13, on 1977.02.06. — 7. *Kiss Ernő* and *Gyovai Ferenc* saw 1 on 1979.12.02. *Széll A.* saw one on 1978.11.28. and 1979.12.15. In this last year the fish-ponds have frozen late in the first days of 1980 January, in 1978, however, in early December. One was seen by *Zsótér László* on 1978. 11.28. — 30.

Clangula hyemalis: in 1978 one by *Zsótér L.* on 11.22., one by *Széll A.*, two by *Zsótér L.* on 11.23. and one by *Széll A.* on 11.26 and 11.28. each, the bird was seen last by *Zsótér L.*

on 11.29. *Aythya marila*: one female on 1978.11.28. and 29. each by Zsótér L., 5 females by dr. Kasza Ferenc on 12.22., 5 females on 12.26. and 6. females by Széll A. on 12.31. on Szeged-Fehér-tó (lake).

Antal Széll

Montagu's Harrier (*Circus pygargus* L.) nesting sites with special regard to nature protection — In this country the Montagu's was never a frequent nesting bird. It is explained by the fact that the southern border of its central-european breeding area runs across Hungary. In Nagykunság, near Abádszalók I found a pair in 1978 which, according to reliable data, nests since many years on the site. The roughly 2 ha area of reed and rush-swamp is very disturbed (reed-cutting even in May) and is surrounded by agricultural land. In 1979 at Abádszalók, resp. 1980 at Kisújszállás, however, in a quite unusual manner in this country one pair on each site nested in a corn-field. This situation — knowing the breeding biology of the Montagu's — egg-laying in the second half of or even late May, four weeks of incubation plus one more month till fledging brought serious nature-protection problems. Due to the mechanised, big-scale harvesting just during the rearing period there seemed to be no possibility to secure the breeding success. In these two cases, however, after a security belt was left intact four resp. three fledglings left the nests.

Dr. Mihály Endes

Demoiselle Cranes (*Anthropoides virgo*) migrating in groups in South-East Hungary — In the spring of 1980 in southeastern lowland Hungary on the traditional gathering places the migration of the Cranes (*G. grus*) prolonged into late spring. On the Kardoskút nature reserve cca. 2000 Cranes rested and 15 km to the southeast on the Montag-meadow further 800 in the first week of April. On April 15th, late afternoon on the latter site at Békássámsón on a *Festucetum pseudovinae* pasture among hundreds of Cranes feeding scattered 25 + 11 + 4 Demoiselle Cranes were observed, separated into homogenous groups. Both species danced during feeding quite frequently, unlike to the autumn playing dance with movements suggesting partner-search. Frightened by a photoattempt they left flying towards the nearby roost. During flight the Demoiselle separated themselves not intermingling with the Cranes' streaming mass. The Demoiselle is in Central-Europe an occasional, rare visitor and earlier observations mention single ones. Present groups appeared probably due to mixing with Cranes on mutual wintering grounds and following drift.

Dr. István Sterbetz

Little Ringed Plover (*Charadrius dubius*) nesting on the Hortobágy — In this area this species is not a frequent nester. I found it nesting on the Nagy-szik near Balmazújváros on 1980.05.21. nesting near a natron lake on a shelf. From the four eggs due to the poor weather only one hatched. In the nearby 5. *R. avosetta* and 7 – 8 *Ch. alexandrinus* nesting.

Dr. Gábor Kovács

Common Sandpiper (*Tringa hypoleucos*) first clutches from the Danube valley — In the collection of the Hungarian National Museum some clutches are preserved as present of Károly Kunszt from late last century. Their origin from Csallóköz-somorja was doubted, saying the data are not reliable. Lajos Csiba and Jenő Radetzky oologists, however, proved that the data of Kunszt are reliable and myself found the data on the files of the former collection, destroyed during the war, so that now it is considered to publish them: 1. Körtvélyes, 1893.05.03. (3 ova); 2. and 3. Csallóköz-somorja (= Somorin), 1894.04.28. (4 + 4 ova); idem, 1895. 04. ? (4 ova); 5. idem, 1896.05.03. (4 ova).

Dr. András Keve

Stone Curlew (*Burhinus oedienemus*) nesting at Pély — On 1979. 05. 14. a nest was found with two eggs. The nestsite was a natron pasture (*Artemisio-Festucetum*) of 300 ha between arable land, wood-belts and habitation area. The nest itself was on a southern, barren natron land with sparse vegetation and some higher grass patches. The nest, scratched into cattle dropping of last year with bordering *F. pseudovina*, *A. maritima*, *L. gmelini* is typical for the species in such surroundings. The behaviour of the pair suggests a former breeding in 1980.

Dr. András Ócsai

Bee-eater (*Merops apiaster*) nesting in ground-holes near Hajós — In the area of Antallapos on a sand-pusztas on 1979.07.29. two ground-nests of the species were found. A third in a 30 cm high bank on a roadside. On the undulating terrain, well grown with *Andropogon ischaemum*, *Stipa sabulosa*, *S. capillata* the pairs settled well scattered. The holes were on the sides of sand-hillocks falling perpetually till the incubation-cavity. Due to the number of birds on the 10 ha area there might have been 5–6 pairs. The found three holes were found along a 150 m distance.

Antal Szalczser

Ravens (*Corvus corax*) at Temerin (Yugoslavia) — The village is ca. 20 km north of the capital of the Vojvodina (Vajdaság) province — Novi Sad (Újvidék). The nest was found on 1979.03.22. 2 km from the village on a high-voltage pylon cca. 25 m high. From the five nestlings four fledged. They were seen during summer and autumn together with the adults sometimes even near people. Late autumn the nest was taken from the pylon and somewhat late the adults left the area. On December 29th five Ravens appeared in Temerin in the protected 3 ha city park. During the last 10 years the Raven bred at cca. 20 sites in Backa and Sremska in Vojvodina province.

Sándor Zakinszki

Wallcreeper (*Tichodroma muraria*) in Visegrád — On 1979. 02. 25. near Visegrád at the foot of the Nagyvillám panorama tower I found the corpse of a Wallcreeper, probably juvenile. It was fully mummified.

Zoltán Korsós

Rock Thrush (*Monticola saxatilis*) in the landscape protection area Sághegy, Co. Vas — The pliocene basalt vulcano is an interesting island for the fauna in Kemenesalja. The bird fauna is less known, the most interesting occurrence is that of the Blue Rock Thrush *M. solitarius* on 1975.05.14. (Aquila, 1976.83.298.). With regard to the fact that *M. saxatilis* as nester is not mentioned in the faunistical descriptions I consider my observation on 1979.07.12. to be important. Probably this is the westernmost known breeding site of the species.

Sándor Faragó

Bird species moving towards the inner city of Budapest — The House Martin (*Delichon urbica*), the Swallow (*Hirundo rustica*) and the Hooded Crow (*Corvus c. cornix*) settled already in the years 1972–74 in the inner city of Budapest. In the years 1975–79 they moved further towards the inner city. 3 nests of *D. urbica* I found 1973 on the wall of the ceremonial hall of the Rákoskeresztúr cemetery. In 1975 it moved from the south already to the Móricz Zs. square. Near the square in the Siroki st. 9 nests were built. In 1976–1979 7 nests were inhabited and since 1976 it had 5 nests in the Karinthy F. st. too where heavy traffic. On Technical University the number of nests were estimated by Göttmann István for 500 in 1978, but on 1975.05.24. though there was much movement, but no nests seen. A new colony was built also in the Lövház St. near the Moskva square where on a modern building I counted 5–6 nests in 1978, in 1979 on the whole block 22. The *H. rustica* bred on the Belgrád embankment even after 1975, but moved to the loft of No. 10. In 1977–78 it bred here successfully. According to my knowledge behind it in the Váci st. two new nests were built in 1978. On July 20th the adults fed the young in the garden of the church. Since the observation of Tapfer in 1973 until 1979 I saw often Hooded Crows to fly over the Baross st. towards the Museum-garden even to land on a chimney where it fed on a roll. In 1974 Tapfer, D. showed me a nest in the Bródy st. on a high tree which was uninhabited next year and decomposed. On 1978.03.22. I became aware of Hooded flying much over the Veres Pálné st. On April 15th I found the nest on a high tree the churchyard. In 1979 they did not return. It is mentioned frequently that in contrast to western cities in Budapest the Wood Pigeon (*Columba palumbus*) can be seen only on the rand of the city e. g. trees in the Zoo. On 1978.06.02. I observed one the aerial in the Veres Pálné st. 11.

Dr. András Keve

Cramp, S.—Simmons, K. E. L. (1980): Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. The Birds of the Western Palearctic
(Vol. II. Oxford Univ. Press. pp. 695)

A madártan tudományának e legkorszerűbb kézikönyve második kötetét jelentette meg Cramp és Simmons munkaközössége. A kötet az Accipitriformes, Falconiformes, Galliformes és Gruiformes rendeket tárgyalja. A fajok felismerését, jellemzését D. I. N. Wallace, a habitatkérdéseket E. M. Nicholson, az elterjedést és populációs viszonyokat S. Cramp, a vonulást R. Hudson, a táplálkozást P. J. S. Olney, a magatartást Dr. K. E. L. Simmons, a hangot E. M. Nicholson és Dr. K. E. L. Simmons, a szaporodásbiológiát M. A. Ogilvie, a taxonomiát, a vedlést Dr. I. Wattel és C. S. Roslear tárgyalja. A nagy mű metodikai megoldásával, friss adatgyűjtés-feldolgozásával a madártani kutatás nélkülözhetetlen forrásmunkáját képezi. Ahogy azonban az első kötetnél is érzékelhető volt már, a kézikönyvet a Glutz et al. szerkesztette „Handbuch der Vögel Mitteleuropas” kézikönyvvvel párhuzamban ajánlatos használni, a két mű együttes értékelése mindenki számára biztosítja a modern madártanban igényelt kézikönyvmaximumot. Az egyes fajok kidolgozásánál természetesen érződik a szerzők tengeri környezethez szokott szemlélete, és ez a közép-európai forrásmunkák felhasználására is rányomja bélyegét. A magyar olvasó ugyanakkor csak nyer ezzel az idegenszerűséggel, mert ezáltal is lehetővé válik számára a problémák sokoldalú megvilágítása. Sajnos a „The Birds of the Western Palearctic” kötetekből igen kevés példány kerül be Magyarországra, és az igen magas, 30 font/kötet ára is megnehezíti a terjesztést. Kíváncsinos lenne, hogy a magyarországi szakemberek a jövőben nagyobb számban csatlakoznának S. Cramp munkaközösségéhez, és így a következő kötetekben reprezentatívabb módon tükröződhetnének a hazai viszonyok.

S. I.

Urs N. Glutz von Blotzheim — Kurt M. Bauer (1980): Handbuch der Vögel Mitteleuropas
(Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden, pp. 1148)

1966-ban jelent meg a közép-európai madárvilágnak legkorszerűbb, legalaposabb feldolgozását jelentő, hatalmas kézikönyvi vállalkozás első kötete, és a most ismertetettel immár nyolc, egyre vaskosabb, részletesebb kiadvánnyal szolgálja az ornitológiai kutatásokat. Az 1977-ben kiadott 7. kötet a sirályokig jutott el a fajok tárgyalásában. A további feldolgozás adott lehetőségei felborították a sorrendet, amennyiben a készülő nyolcadik kötetet megelőzve ezúttal a kilencedik látott napvilágot. A több, mint ezer oldalas kiadvány a galambalkatúakat (*Columbiformes*), a kakukkalkatúakat (*Cuculiformes*), a bagolyalkatúakat (*Strigiformes*), a lappantyúalkatúakat (*Caprimulgiformes*), a sarlósfecske-alkatúakat (*Apodiformes*), a szalakótaalkatúakat (*Coraciiformes*) és a harkályalkatúakat (*Oiciformes*) részletezi. A kézikönyv Urs N. Glutz von Blotzheim és Kurt M. Bauer szerkesztésében készült, Michael Abs, Einhard Bezzel, Dieter Blume, Klaus Conrad, Alfred Grill, Fritz Bernhard Hofstetter, Erwein R. Scherner, Wolfgang Scherzinger, Jan Svehlik, Erwin Tretzel, Friedhelm Weick, Emil Wehnauer és Hans Winkler, valamint számos más munkatárs közreműködésével. A sorozat előző kiadványaival szemben újszerűen hat E. Tretzel sonogrammainak részletesen elemző tárgyalása, és különösképpen szembetűnő az eddigi fajokénál sokkal nagyobb szabású bromatológiai ismeretanyag, ez utóbbinak minden bizonnyal elsősorban a baglyok és a galambok világszerte alaposan

feldolgozott táplálkozása adja magyarázatát. A „Handbuch” kilencedik kötete ezért az ornitológiai témákon túlmenően a gyakorlati növényvédelemnek is nélkülözhetetlen, újszerű ismeretanyaggal szolgál. A kötet nagyon magas színvonalát, tudományos és gyakorlati jelentőségét szükségtelen e helyen is hangsúlyozni, hiszen az előző hét bezimózított, hogy módszertani megoldásával, részletességével, és rendkívül gyorsan szerkesztett, megjelentetett kiadványaival az eddigi madártani kézikönyvek legsikeresebbjét jelenti ez a sorozat. A szerkesztők és a szerzők tisztelettel parancsolóan hatalmas munkája azonban az olvasót is kötelezi egyben. Minden képzett ornitológusnak módjában áll, hogy még pontosabbá, alaposabbá fokozza az elkövetkező kiadványokat. A kézikönyv szerkesztősége különösen az egyes soron következő fajok elterjedésének, állományingadozásának, természetvédelmi problémáinak adatszolgáltatását tudja hasznosnak fogadni, és az egyetemes madártan jól felfogott érdeke, hogy időálló, összefoglaló módon bocsásson a tudomány rendelkezésére az egyébként publikálatlanul maradó faunisztikai-ökológiai vizsgálatok anyagát.

S. I.

Marián M. (1980): A Dél-Alföld madárvilága

(Somogyi könyvtár, Szeged, 258 oldal, 22 térképvázlat, 11 fénykép, ára 25 Ft)

A szerző, *Herman Ottó* elgondolását követve szerkesztette és jórészt írta is ezt a hatalmas könyvecskét 26 munkatárs közreműködésével. Másfél évtized munkája rejlik benne, a Duna – Tisza közének és a Tisza-völgynek az ország déli tájain végzett vizsgálatokkal. A tárgyalás a Kiss Ferenc Emlékerdővel kezdődik, majd a Zsombói és Sándorfalvi-erdő, a Tisza hullámtérében a Labodár, a Körtvélyesi-sziget, a Vesszősi-hullámtér, a Maros ártere következik. Ezen belül részletezi az egyes szintek, növénytársulások madáréletét. A munka zömét a szikesek vizsgálata teszi ki. Rövid bevezető után következik a Péteri-tó, a Csaj-tó, a Dongér-tó, a Kisteleki-Nagyszik tárgyalása, majd az Őszesék, Makraszék, Szirtessék, Hantházi-tavak és a legjobban kutatott, Szeged – Fehér-tó. „A települések madárvilága” cím két alfejezetre oszlik. Az első a várost tárgyalja, abban urbán és szuburbán biotópot különböztetve meg, utóbbihoz sorolja a parkokat és a fűvészkertet, a temetőket. Külön fejezet foglalkozik a természetvédelmi rendelkezésekkel, végül táblázatban adja meg a teljes faunaképet. A munkát angol, német és orosz nyelvű összefoglaló, bő irodalmi jegyzék és jó mutatók kísérik. Különös értéket jelent az irodalmi összeállításban *Dr. Beretzk Péter* hatalmas munkásságának bibliográfiai feldolgozása.

K. A.

Schmidt E. (1980): Kőcsagok birodalma. A Velencei-tó állatvilága

(Natura [Mezőgazdasági Kiadó], Budapest, pp. 145, ára 44 Ft)

A jelentősebb magyarországi természetvédelmi területek szakirodalmi általában gazdag és sokoldalú, de ugyanakkor alig néhányról jelentek meg ez ideig összefoglaló jellegű, könyv formájú ismeretterjesztő anyagok. Ez a hiány a rohamosan fokozódó közönség-igénnyel egyre inkább megnyilvánul. Ezért is örömmel üdvözljük a szerzőnek most megjelent, könnyed hangvételű, ugyanakkor tudományosan megalapozott írását, amely egyik legjelentősebb természetvédelmi területünknek, a Velencei-tónak állatvilágát, elsősorban madarait ismerteti. A kötet négyes tagoltsága először a tó természeti földrajzát vázolja, majd évszakok szerint mutatja be a jellemzőbb állatok együttesét. A harmadik rész a tavon létesített természetvédelmi területek történetével, azok látogathatóságával és a Velencei-tónak nem védett zónáiban kínálkozó megfigyelési lehetőségekkel foglalkozik. Módszertani megoldása fölöttébb szerencsés, amennyiben az alkalmi látogató éppen olyan könnyed kezelhetőséggel hasznosíthatja, mint az állandó lakó, aki szórakozva kívánja megismerni környezetének élőlényeit.

S. I.

Papp J. (1980): Magyar madártani bibliográfia

(Kiadta a Békés megyei Tanács VB Környezet- és Természetvédelmi Bizottsága és a Megyei Tudományos Koordinációs Bizottság. Szerkesztette *Réthy Zsigmond*. Megjelent 1500 példányban, 52,9 ív terjedelemben)

A 657 oldalas mű 13 032 idézettel foglalja magába a magyar madártani irodalmat kezdetől 1979. évig bezáróan. Szerzője több évtizedes munkával gyűjtötte össze mindazt, amit tudományos és népszerűsítő szinten a magyar ornitológiáról megjelentettek. A munka arányai és jelentősége nem kíván bővebb magyarázatot. Hézagpótló, kisebb módszertani kifogásai ellenére is rendkívül hasznos gyűjtemény, magyar zoológus nem nélkülözheti.

A kötet nemcsak szerzők szerint mutatja be a sorszámozott idézetek jegyzékét. Az egyes fejezetek a sorszáмок felhasználásával tartalmazzák még a madarak fajlistáját, a madarak régi adatai, a kártevők, a madártojástan, a madarak maradványai, a madármegfigyelő állomások, a gyűrűzés, a vonulás, a díszmadarak, a tájegységek madarai, adatok külföldi madarakról – szerinti feldolgozásokat is. Egyetlen sajnálatos: az alacsony példányszám. Nem kétséges, hogy a megjelentetetteknek sokszorosát lehetett volna a nemzetközi könyvkereskedelemben értékesíteni.

S. I.

AQUILA—INDEX

INDEX ALPHABETICUS AVIUM

- Accipiter gentilis* (22–23), 42, (56)
Accipiter nisus (24), 42, (56)
Acrocephalus schoenobaenus 120, 124
Aegithalos caudatus (24)
Alauda arvensis 62
Alcedo atthis (133)
Anas clypeata 118
Anas crecca 118
Anas platyrhynchos 118
Anser albifrons 127, (133)
Anser anser 62, 118, 123, 127
Anser fabalis 118
Anthropoides virgo 129, (134)
Anthus campestris 62
Anthus trivialis (21)
Ardea cinerea (23–24), 127, (133)
Ardea purpurea 62, 123, 127, (133)
Ardeola ralloides 127, (133)
Aythya marila 128, (134)

Branta leucopsis 127, (133)
Branta ruficollis 127, (133)
Bubo bubo (23)
Bucephala clangula 127, (133)
Burhinus oedinenus 131, (134)
Buteo buteo (22–23), 26, 119

Calcarius lapponicus 62
Caprimulgus europaeus (21)
Carduelis carduelis (24), 120
Carduelis flavirostris 62
Carduelis spinus (24), 125
Certhia brachydactyla (22–23)
Charadrius alexandrinus 129, (134)
Charadrius dubius 62, 129, (134)
Chlidonias leucopterus 62
Chlidonias niger 62, 81
Chloris chloris (22–23), 120
Ciconia ciconia 117
Ciconia nigra (23), 27–28, (29)
Circus aeruginosus 62, 119
Circus pygargus 128–129, (134)
Clangula hyemalis 128, (133)
Coccothraustes coccothraustes (24)
Coleus monedula 104, (112)
Columba livia domestica 102–103, (111)

Columba palumbus (22–23), 51, (58), 133, (135)
Corvus corax 131–132, (135)
Corvus cornix (22–24), 133, (135)
Corvus frugilegus 120
Cuculus canorus (21–22), 51, (58)

Dacelo gigas (89)
Delichon urbica 141, (135)
Dendrocopos (Dryobates) major 51, (58)
Dendrocopos (Dryobates) medius 38
Dendrocopos (Dryobates) minor (22–23)

Egretta garzetta 127, (133)
Emberiza citrinella (21)
Emberiza schoeniclus 121
Eremophila alpestris 62
Erithacus rubecula (21–22), 37

Falco subbuteo (22)
Falco tinnunculus 119
Fringilla coelebs (24)
Fulica atra 80, 127, (133)

Gallinula chloropus 62
Garrulus glandarius (24), 37, 51, (58)
Gavia adamsi 127, (133)
Grus grus 129, (134)

Hieraetus pennatus 42, (56)
Hippolais icterina (22–23)
Hirundo rustica 124, 132, (135)

Jynx torquilla (24)

Lanius collurio (22–23)
Larus ridibundus 79–85, (86), 119, 123
Limicola falcinellus 63
Limosa limosa 62
Locustella fluviatilis (22), 26
Lullula arborea (24), 37
Luscinia luscinia (22)
Luscinia megarhynchos (21–23)
Luscinia svecica 62

Merops apiaster (87–89), 90, 131, (135)
Merops bulcocki (88)

- Merops nubicus* (88)
Merops pusillus (88)
Milvus migrans (23 – 24)
Monticola saxatilis 132, (135)
Monticola solitarius 132, (135)
Motacilla flava 62
Motacilla flava feldegg 62
Muscicapa (Ficedula) albicollis 38, 124
Muscicapa striata (22 – 23)

Numenius tenuirostris 63
Nycticorax nycticorax 123, 127, (133)

Oenanthe oenanthe 62
Oriolus oriolus (24)
Otis tarda (65 – 72), 73 – 77

Pandion haliaetus 119
Panurus biarmicus 62, 120
Parus major (24), 37 – 38
Parus palustris (21)
Passer domesticus 102 – 103, 108, (111), (114)
Passer montanus (23 – 24), 102 – 103
Pernis apivorus 37, 118
Phasianus colchicus 51, (58), (67), 75
Philomachus pugnax 119, 123
Phoenicurus phoenicurus (24)
Phylloscopus collybita (21), (24)
Phylloscopus sibilatrix (24), 37 – 38
Phylloscopus trochilus (22 – 23)
Picus canus (24)

Plectrophenax nivalis 62
Podiceps cristatus 80
Porzana parva 62
Prunella modularis (22)
Pyrrhula pyrrhula (24)

Recurvirostra avosetta 63, 129, (134)

Scolopax rusticola (24)
Sitta europaea (24), 37 – 38
Streptopelia decaocto 91 – 108, (109 – 114)
Streptopelia turtur (21 – 23)
Sturnus vulgaris 124
Sylvia atricapilla (21 – 23), 26, 38
Sylvia borin (22 – 23), 120

Tadorna tadorna 127, (133)
Tetrastes bonasia 31 – 55, (56 – 60)
Tichodroma muraria 131, (135)
Todus mexicanus (89)
Tringa hypoleucos (22), 129, (134)
Tringa stagnatilis 63
Tringa totanus 61 – 62
Troglodytes troglodytes (24), 37 – 38
Turdus merula (21), 37 – 38, 51, (58), 124
Turdus philomelos (21), 37 – 38, 124
Turdus pilaris (24), 124
Tyto alba 120

Vanellus vanellus 61 – 62

Megjelent a Mezőgazdasági Könyvkiadó Vállalat gondozásában
Felelős kiadó az Országos Környezet- és Természetvédelmi Hivatal
Madártani Intézetének igazgatója
Felelős szerkesztő dr. Sterbetz István
Műszaki vezető Asbóthné Alvinczy Katalin
Műszaki szerkesztő G. Müller Zsuzsa

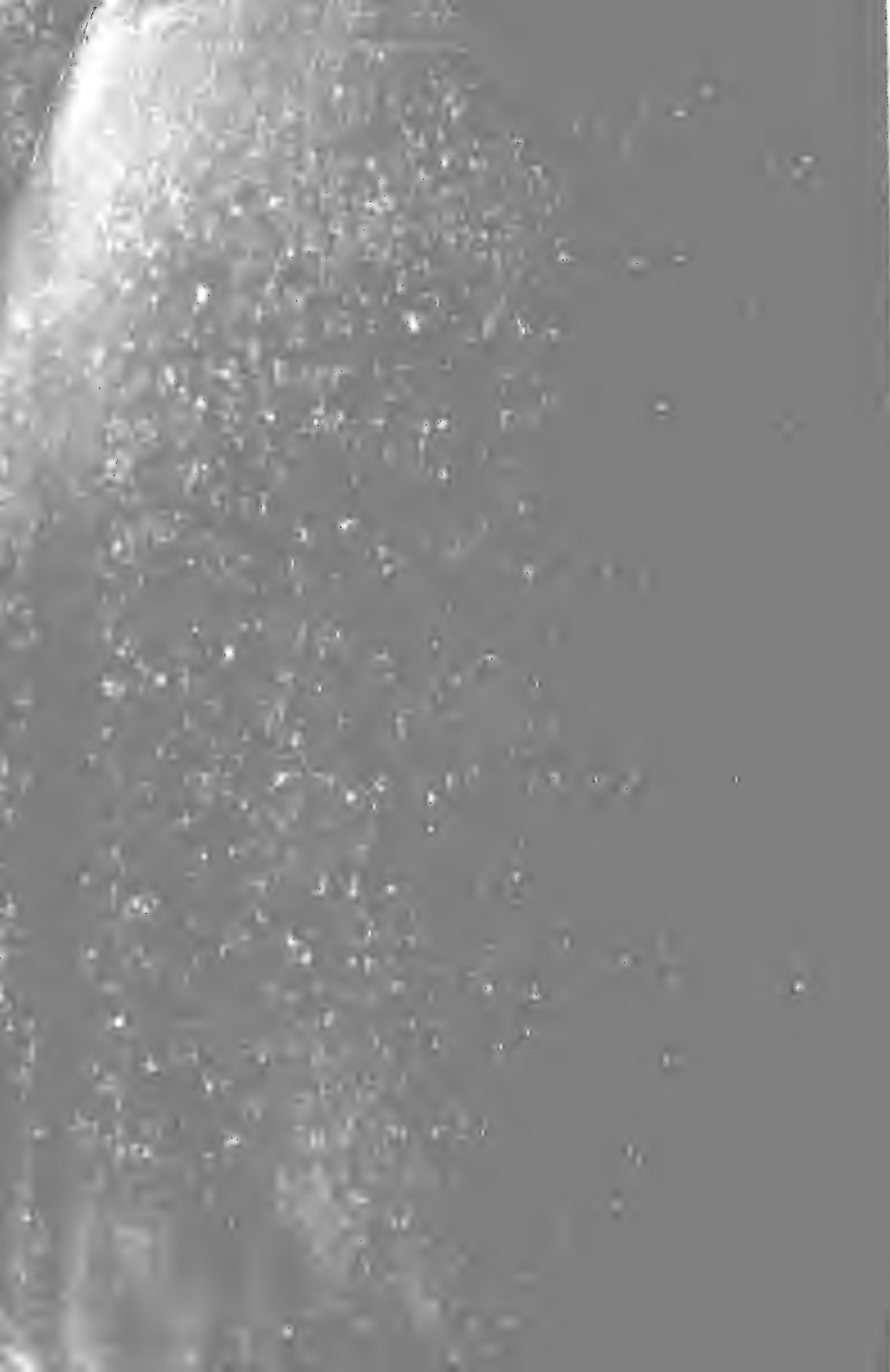
*

Nyomásra engedélyezve 1981. november 18-án
Megjelent 1100 példányban, 12,50 (A/5) ív terjedelemben, 24 ábrával
Készült az MSZ 5601–59 és 5602–55 szabvány szerint

MG 3341-a-8100



82/929 Franklin Nyomda, Budapest
Felelős vezető Mátyás Miklós igazgató



QZ
671
A656
Birds

AQUILA

A MAGYAR MADÁRTANI INTÉZET

(AZ ORSZ. KÖRNYEZET- ÉS TERMÉSZETVÉDELMI HIVATAL
MADÁRTANI INTÉZETE)

ÉVKÖNYVE

ANNALES INSTITUTI ORNITHOLOGICI HUNGARICI

International Waterfowl Research Bureau
Symposium on Population Ecology of Geese
Debrecen, Hungary, 26-30 october, 1981

1982

MEGINDÍTOTTA
HERMAN OTTÓ

FUNDAVIT
O. HERMAN

SZERKESZTI
STERBETZ
ISTVÁN

EDITOR
I. STERBETZ



LXXXIX. ÉVFOLYAM. TOM. 89.

VOLUME: 89

BUDAPEST, 1982

AQUILA

AQUILA

A MAGYAR MADÁRTANI INTÉZET

(AZ ORSZ. KÖRNYEZET- ÉS TERMÉSZETVÉDELMI HIVATAL
MADÁRTANI INTÉZETE)

ÉVKÖNYVE

ANNALES INSTITUTI ORNITHOLOGICI HUNGARICI

International Waterfowl Research Bureau
Symposium on Population Ecology of Geese
Debrecen, Hungary, 29-30 October, 1981

1982

MEGINDÍTOTTA
HERMAN OTTÓ

FUNDAVIT
O. HERMAN

SZERKESZTI
STERBETZ
ISTVÁN

EDITOR
I. STERBETZ



LXXXIX. ÉVFOLYAM. TOM. 89

VOLUME: 89

BUDAPEST, 1982

Published
1982

ISSN 0374-5708

CONTENTS

VIII. <i>Aradi, Cs. – Kovács G.</i> : The Grey-leg Goose in Hungary	77
III. <i>Beinert, R.</i> : vide <i>Essen von L.</i>	27
XXIX. <i>Boyd, H.</i> : Influence of temperature on Arctic-nesting geese	259
VII. <i>Dubbeldam, W. – Poorter, E. P. R.</i> : Short communication on Anser anser in the Netherlands, 1970 – 1980, with special reference to Oostvaardersplassen	73
XVIII. <i>Ebbinge, B.</i> : The status of <i>Branta leucopsis</i> in 1980 – 81	151
XXVIII. <i>Ebbinge, B. – St. Joseph, A. – Prokosch, P. – Spaans, B.</i> : The importance of spring staging areas for Arctic-breeding geese, wintering in Western Europe ...	249
III. <i>Essen von L. – Beinert, R.</i> : Moulting A. Anser along the Gotland Coast	27
XI. <i>Essen von L.</i> : An effort to reintroduce the Lesser White-fronted goose (<i>Anser erythropus</i>) into the Scandinavian mountains	103
XIV. <i>Fog, M.</i> : Number of bean goose (<i>Anser fabalis</i> sp.) in the wintering areas ...	123
XVII. <i>Gole, P.</i> : Status of Anser indicus in Asia with special reference to India	141
International Waterfowl Research Bureau: Introduction	11
I. <i>Jánossy, D.</i> : The extinct ancestor of Anser anser in Europe	21
XX. <i>Kalbe, L.</i> : Ecological aspects of the occurrence of Geese on lakes of the GDR with respect to some hygienic problems	167
VIII. <i>Kovács, G.</i> : vide <i>Aradi, Cs.</i>	77
XXVI. <i>Kurechi, M.</i> : vide <i>Yokota, Y.</i>	209
XXIV. <i>Kutuzović, B.</i> : vide in <i>Mikuska, J.</i>	195
XXXIV. <i>Lampio, T.</i> : Influence of hunting on the Anser anser population in Finland ..	299
XXII. <i>Lebret, T.</i> : Goose observations in the Pannonic region in October – December 1980 and in March 1981	187
XXXI. <i>Lebret, T.</i> : Wild geese and man in the Netherlands: Recent developments .	277
XXXII. <i>Lebret, T.</i> : vide <i>Uil, G.</i>	281
XVI. <i>Madsen, J.</i> : Observations on the Svalbard population of Anser brachyrhynchus in Denmark	133
XXIV. <i>Mikuska, J.</i> : – <i>Kutuzović, B.</i> : Geese in Yugoslavia	195
XXV. <i>Mikuska, J.</i> : The Importance of Kopački Rit	205
XXXIII. <i>Mooij, H.</i> : The “Niederrhein” (Lower Rhine) area (North Rhine Westphalia, FRG), a goose wintering area of increasing importance in the Dutch-German border region	285
V. <i>Naacke, J.</i> : Effects of various factors on the size of breeding and resting stock of the Greylag Goose, Anser Anser L. in the German Democratic Republic	57
XXXV. <i>Nelson, H. K. – Oetting, R. B.</i> : An overview of management of Canada geese (<i>Branta canadensis</i>) and their adaptation to suburban conditions in the USA ...	303
X. <i>Norderhaug, A. & M.</i> : Anser erythropus in Fennoscandia	93
X. <i>Norderhaug, M.</i> : vide <i>Norderhaug, A.</i>	93
XXXV. <i>Oetting, R. B.</i> : vide <i>Nelson, H. K.</i>	303
II. <i>Ogilvie, M. A.</i> : The status of the Greylag Goose Anser anser in Britain	23
XV. <i>Ogilvie, M. A.</i> : The status of the Pink-footed Goose Anser brachyrhynchus ..	127
XXVI. <i>Otsu, M.</i> : Vide <i>Yokota, Y.</i>	209
XXVII. <i>Owen, M.</i> : Population dynamics of Svalbard Barnacle Geese 1979 – 1980 ..	229
XXXII. <i>Philippona, J.</i> : vide <i>Uil, G.</i>	281
VII. <i>Poorter, E. P. R.</i> : vide <i>Dubbeldam, W.</i>	73
XXI. <i>Prokosch, P.</i> : <i>Branta bernicla</i> in the Wadden Sea	175
XXVIII. <i>Prokosch, P.</i> : vide <i>Ebbinge, B.</i>	249

IV. <i>Rutschke, E.</i> : Stability and dynamics in the social structure of the Greylag Goose (<i>Anser anser</i>)	39
VI. <i>Rüger, A.</i> : On the situation of <i>Anser anser</i> in the Federal Republic of Germany ..	67
IX. <i>Smart, M.</i> : <i>Anser anser</i> in Tunisia	89
XXVIII. <i>Spaans, B.</i> : vide <i>Ebbinge, B.</i> :	249
XIX. <i>St. Joseph, A. K. M.</i> : The status of <i>Branta b. bernicla</i>	163
XXX. <i>St. Joseph, A. K. M.</i> : The management of a protected species <i>Branta b. bernicla</i> in relation to the population size, habitat loss and field feeding habit ..	271
XXVIII. <i>St. Joseph, A. K. M.</i> : vide <i>Ebbinge, B.</i>	249
XII. <i>Sterbetz, I.</i> : Migration of <i>Anser erythropus</i> and <i>Branta ruficollis</i> in Hungary 1971–1980	107
XXIII. <i>Sterbetz, I.</i> : Peak numbers of geese and cranes on autumn migration in the Kardoskút Nature Reserve, southeast Hungary	193
XXXII. <i>Uil, G.</i> – <i>Lebret, T.</i> – <i>Philippona J.</i> : Goose shooting and prevention of damage	281
XIII. <i>Vinokurov, A. A.</i> : Present status of the <i>Branta ruficollis</i> population and measures for its conservation	115
XXVI. <i>Yokota, Y.</i> – <i>Kurechi, M.</i> – <i>Otsu, M.</i> : Distribution, numbers and satus of geese in Japan	209
List of participants	13
Index alphabeticus avium	307
List of illustration	7

LIST OF ILLUSTRATION

Figure II/1: Numbers in Britain, 1955 – 1980. Figures on graph-percentage young (not available before 1958)	24
Figure III/1: The island of Gotland	28
Figure III/2: Recoveries of 198 Greylag Geese ringed at Gotland 1965 – 1975	34
Figure IV/1: Site plan of the study areas	40
Figure IV/2: The various social groups of the Greylag Goose	42
Figure IV/3: Annual cycle of the Greylag Goose	43
Figure IV/4: Early age of mating of a young male	46
Figure IV/5: Distribution of nests of the Greylag Goose over Lake Gülpe	47
Figure IV/6: Migrations of marked immature Greylag Geese in summer	49
Figure IV/7: Migration of immature Greylag Goose	50
Figure IV/8: The year of the Greylag Goose at Lake Gülpe	51
Figure IV/9: Summer and autumn migration of the Greylag Goose	52
Figure V/1: Distribution of breeding sites of the Greylag Goose in the GDR 1969 – 1977, depicted in four quantities: 1 – 5, 6 – 20, 21 – 40, more than 40 breeding pairs	58
Figure V/2: Distribution of gathering grounds during summer and autumn (average maximum stock in the first half of September, given in three quantities: smaller than 1000, 1000 – 3000, 3000 – 5000 birds)	62
Figure V/3: Distribution of breeding sites of Greylags in various types of waters in the GDR (Typification according to Kalbe, 1981)	63
Figure VIII/1: Greylag Goose breeding grounds in Hortobágy N. P. Explanation: 1. County, village boundary, 2. Settlement, 3. Roadside inn., 4. Road, 5. Railway, 6. Running water or channel, 7. Lake, fish-pond, 8. Swamp and reed, 9. Wood, 10. National Park boundary, 11. Reserve (Nature Conservation Territory) boundary, 12. Breeding ground of Greylag Goose	85
Figure VIII/2: Important breeding grounds in Hungary	85
Figure X/1: Past and present (1960 – 80) distribution of <i>Anser erythropus</i> in Fennoscandia. Arrows indicates migratory routes	97
Figure X/2: Changes in spring migration of the Lesser Whitefronted Goose at Pori W. Finland, 1951 – 1970. Based on data from Soikkeli (1973)	98
Figure X/3: Distribution according to time, of 34 published autumn observations of migrating Lesser Whitefronted geese in the Gulf of Bothnia and on the southern coast of Finland, 1905 – 1974	99
Figure XIII/1: Summer area of <i>B. ruficollis</i> . 1. Areas where nesting and moulting birds concentrate, 2. Scattered pairs and flocks, 3. The boundary of the main territory in summer in 1976 – 80, 4. Taimyr strict reserve	118
Figure XIII/2: Distribution and migrations of <i>B. ruficollis</i> . 1. Breeding area, 2. Wintering grounds before 1968, 3. Wintering grounds after 1968, 4. Occurrence on passage before 1968, 5. Occurrence on passage since 1968, 6. Mass staging-points during migration, 7. Probable flyway, 8. Occasional occurrences	119
Figure XVI/1 A: Distribution of <i>Anser brachyrhynchus</i> in autumn (October – December) 1980. For key to size of circles, see Fig. 1. B.	135
Figure XVI/1 B: Distribution of <i>Anser brachyrhynchus</i> in spring (January to May) 1981. Number of goose-days per haunt indicated by size of circle	137
Figure XVI/2: Annual peal counts of <i>Anser brachyrhynchus</i> in Denmark, 1931/32 to 1980/81. Stippled lines indicate years with complet counts	138

Figure XVIII/1: World range of <i>Branta leucopsis</i>	152
Figure XVIII/2: Change in size of the Russian breeding population of <i>Branta leucopsis</i> in the last twenty years (upper panel). Arrow indicates abolition of spring hunting in the Baltic. Breeding success (lower panel) was measured on the wintering grounds by catching on average 200 birds per season (circles: solid circles indicate a sample size of > 100 birds, whereas open circles < birds). In the last ten years breeding success was also estimated by scanning large samples (> 1000 from grazing flocks crosses). Crosses in brackets are based only on samples from the SW. Netherlands, whereas the others are based on samples from both the northern Netherlands and the sw. part of the Netherlands	154
Figure XVIII/3: Decreasing impact of hunting on overall mortality of the Russian population of <i>B. leucopsis</i> during 1957–1977.	155
Figure XVIII/4: Population size (upper panel) and breeding success (lower panel) of Svalbard-breeding <i>B. leucopsis</i> during the last twenty years. Breeding success measured by scanning grazing flocks in winter. Arrow indicates onset of protective measures in its entire range	157
Figure XVIII/5: Population size (upper panel) and breeding success (two lower panels) of Greenland-breeding <i>B. leucopsis</i> over the last twenty years. Breeding success was measured by scanning grazing flocks on two wintering areas: Isaly in Scotland, and Inshkea in Ireland	159
Figure XXI/1: Temporal occurrence of <i>B. b. bernicla</i> within its annual living range (from Prokosch, 1981)	176
Figure XXI/2: Autumn (October) distribution of Brent Geese in the Wadden Sea (from Ebbsing et al. 1981)	177
Figure XXI/3: Spring (April–May) distribution of Brent Geese in the Wadden Sea (from Ebbsing et al. 1981)	178
Figure XXI/4: Phenology of <i>B. b. bernicla</i> in 4 different parts of the wintering area: N. Frisian Wadden Sea (A: 1974–1978), Dutch Wadden Sea (B: 1974–1978). Essex (England) (C: 1974–75) and France (D: 1979–80, 1980–81). After Ebbsing et al. 1981, Maheo in litt. Prokosch 1981, St. Joseph 1979. (100% = the given maximum number)	179
Figure XXI/5: Population development of <i>B. bernicla</i> during the period 1955/56 to 1980 (81 top), maximum spring numbers in the N. Frisian Wadden Sea (middle) and annual breeding success expressed as % of juveniles in the wintering flocks (bottom). From Prokosch 1981 after data of the IWRB Brent Research Group ...	182
Figure XXI/6: Phenology of <i>B. b. bernicla</i> in the N. Frisian Wadden Sea (1974–1978) with respect to changing diet. Stippled: feeding in the eulitoral zone (<i>Zostera</i> , <i>Enteromorpha</i>); hatched: feeding on the supralittoral saltings. From Prokosch, 1981.	183
Figure XXI/7: Feeding areas (saltings) in the N. Frisian Wadden Sea used during spring 1976.	184
Figure XXI/8: Feeding areas (saltings and semi saltings) in the N. Frisian Wadden sea used during spring 1981.	185
Figure XXIV/1: <i>Branta leucopsis</i> – <i>Branta bernicla</i>	196
Figure XXIV/2: <i>Branta ruficollis</i> – <i>Anser brachyrhynchus</i>	197
Figure XXIV/3: <i>Anser anser</i>	199
Figure XXIV/4: According to date on ringed birds	200
Figure XXIV/5: <i>Anser erythropus</i>	202
Figure XXVI/1: Wintering and staging places of geese in Japan, 1975–80. Wintering place: 1. Lake Biwa, 2. Katano-no-kamoike, 3. Asahi ike, 4. Sando Island, 5. Fukushima gata, 6. Lake Izunuma, 7. Sendai Bay, 8. Mutsu Bay, 9. Hakodate Bay. – Staging place: 10. Hachiro-gata, 11. Lake Ogawarako, 12. Lake Utonai, 13. Ishikari Plain, 14. Seika-ko, 15. Yudo-numa and Chobushi-numa, 16. Ikusotana, 17. Kushiro Marsh, 18. Furen-ko, 19. Odaito, 20. Tofutsu-ko, 21. Notoro-ko, 22. Teshio Plain (JAWGP)	212
Figure XXVI/2: Numbers of geese wintering in Miyagi Prefecture (Lake Izunuma). Solid line = Environment Agency; dotted line = JAWGP	213
Figure XXVI/3: Spring migration courses of White-fronted and Aleutian Canada geese in Japan (1975–80, JAWGP). Solid line = migration courses; dotted line presumed migration courses	215
Figure XXVI/4: Spring migration courses of Bean Geese in Japan (1975–80) (JAWGP). See Fig. XXVI/3 for explanations	216

Figure XXVI/5: Autumn migration course of Black Brants in Japan (1975 – 1980) (JAWGP). See Fig. XXVI/3 for explanations	219
Figure XXVII/1: The winter, breeding and migration range of Svalbard Barnacle Geese. Shaded areas indicate areas occupied at different times and arrows likely routes taken between haunts. The dashed line is the autumn route probably taken by the majority of birds from the Bear Island staging area	230
Figure XXVII/2: The relationship between the population in October 1971 to 1980 and the number surviving the following Oct. Correlation coefficient $r = 0.991$	232
Figure XXVII/3: The survival of birds ringed in 1973 to 1980 – 81. Solid lines are males (upper, $n = 171$) and females (lower $n = 171$). Dotted line shows the survival rate of 22 birds caught at the same time but also ringed in 1962 – 1964 (at least 10 years old in 1973)	235
Figure XXVII/4: The breeding success of the population (top) and the % mortality of females (central) and males (bottom) in the same seasons	236
Figure XXVII/5: The mortality rates of adults and juveniles in five different seasons. Differences were significant in 1976 – 77 and 1978 – 79 only, though 1976 – 77 juvenile rate is thought to be an overestimate (see text)	237
Figure XXVII/6: The mortality rate as estimated from counts and age ratios (open) and ringing (shaded columns). 1975 – 80 average is based on all losses, not a mean of annual rates	239
Figure XXVII/7: The pattern of losses of birds ringed on the Nordenskiöldkysten, Svalbard in 1977. The observed/expected value is 1 if losses are at the level predicted from the pattern of sightings (see text). At times when bars are below the line mortality is lower than expected, above, higher than expected. Numbers on each column are the number of birds which have died during the period (Total 356)	240
Figure XXVII/8: Pattern of losses during winter and spring using the whole sample of ringed birds and constructed as in Fig. 6. Numbers are sample sizes of dead birds (Total 604). Time periods are half-months	241
Figure XXVIII/1: Breeding success and spring departure weights in adult female <i>B. b. bernicla</i> . The mean spring weight of successful females (1618 grams, $n = 7$) differed significantly from that of failed breeders (1536 grams, $n = 8$) ($p = 0.02$, $t = \text{test}$). Mean wing lengths of both groups (332 mm against 334) did not differ significantly (t test)	252
Figure XXVIII/2: Rate of increase in body weight in adult female <i>B. b. bernicla</i> in May in three years with the subsequent breeding success of the whole population. Squares are samples from the Dutch part of the Wadden Sea, and circles from the German Wadden Sea. These symbols indicate the mean, whereas vertical bars indicate the 95% confidence interval. Numbers indicate sample size. The slope of the regression line in 1977 differs significantly from that in 1978 ($p = 0.005$) and 1979 ($p = 0.01$), but the slopes of 1978 and 1979 do not differ significantly ($p = 0.995$, t test)	252
Figure XXVIII/3: Positions of geese and Wigeon (<i>Anas penelope</i>) shot between 20 – 30 April in the period 1955 – 1978, ringed in the Netherlands (see Table 2) ...	254
Figure XXIX/1: Variations in annual indices of goose population success and on the parent/adult ratio, derived from field observations in fall and winter. 1950 – 1980.	261
Figure XXIX/2: Annual indices of the breeding success of different populations of Snow Geese and White fronted Geese 1950 – 1980.	263
Figure XXIX/3: Arctic temperature anomalies in spring and summer 1950 – 1980. .	265
Figure XXIX/4: Northern Hemisphere temperature anomalies in winter and spring 1950 – 1981.	266
Figure XXIX/5: Anomalous of goose success index and of pre-breeding temperatures in the Arctic, 1950 – 1980.	267
Figure XXX/1: The management of a protected species	272
Figure XXXIII/1: The goose wintering area at the Niederrhein. Goose feeding places	286
Figure XXXIII/2: The choice of fields by the geese at the Niederrhein, calculated as a percentage of the total number of geese observed in four winters (170 Observation days)	287
Figure XXXIII/3: Wintermaxima of Bean Geese (<i>A. fabalis</i>) and Whitefronted Geese (<i>A. albifrons</i>) in Western Europe (after Ganzenwerkgroep 1976, 1977, 1978,	

1979, 1980, Philippona 1972 and Timmerman 1976) and at the Niederrhein (after Mooij 1979/b) in the period from 1959 till 1981.	289
Figure XXXIII/4: Distribution of geese over the "Niederrhein" area at the time of wintermaximum, calculated in a percentage of the total number at that time, in the period from 1959 till 1981.	292
Figure XXXIII/5: Existing and planned natur and goose reserves in the "Niederrhein" area	295
Figure XXXIII/6: Areas used or planned for industry, gravel digging and loud recreation in the goose wintering area at the Niederrhein	296
Figure XXXIV/1: The main breeding areas of the Greylag Goose in Finland. A = the northernmost population. B = the southwestern population	301

INTRODUCTION

International Waterfowl Research Bureau

The Symposium on "Population ecology of geese"

For many years now, IWRB's annual meeting has included a symposium on a scientific subject. Thus in 1972 at Brno, Czechoslovakia, the subject was "Rational Use of Waterfowl Resources"; in 1973 at Warsaw, Poland, "Waders"; in 1975 at Stockholm, Sweden, "Sea ducks"; at Alushta, USSR in 1976 "Mapping of Waterfowl Distributions, Migrations and Habitats"; at Gwatt, Switzerland in 1977 "Feeding Ecology of Waterfowl"; at Carthage, Tunisia in 1978 "Colonially-nesting Waterfowl"; while at Sapporo, theme of a symposium in Hungary, reputed throughout the world as a major staging-area for migrating geese, some aspect of goose biology was an obvious choice, the more so as geese had not been covered in recent IWRB symposia.

The subject chosen was "Population ecology of geese". The aim behind this choice of subject was to clarify the present size of goose populations, and, more important perhaps, to explain the reasons for changes in numbers. Special attention was devoted to three geese of particular interest to Hungary: Greylag Goose *Anser anser* because it is common and increasing, Lesser White-fronted Goose *Anser erythropus* because, though formerly common in Hungary, it is now rare and decreasing, and Red-breasted Goose *Branta ruficollis*, because, though the world population is small and limited in range, its occasional appearances in Hungary are becoming somewhat more frequent. The other special aim of the symposium was to attract contributions on population ecology of geese from central and eastern Europe, areas of particular interest to goose specialists not only in Hungary.

It will be apparent from the papers published in this volume that several *Anser anser* populations are increasing, though there is concern about Spanish wintering-grounds and there is insufficient information about this species in parts of eastern Europe. *Anser erythropus* obviously arouses considerable concern, and there is a very urgent need to discover and study its wintering areas in southern Europe or western Asia. *Branta ruficollis* now seems to be holding its own. The Symposium also drew special attention to the reduced numbers of Bar-headed Goose *Anser indicus* and Greenland White-fronted Goose *Anser albifrons flavirostris*. For all geese, it is clear that habitat conservation, whether in wintering areas, staging-areas (especially in spring) or in the breeding ground, is the major priority.

The International Waterfowl Research Bureau (IWRB)

IWRB is an international non-governmental organization, established in 1954 "to stimulate and coordinate, on the international plane, research and conservation involving waterfowl and wetlands". It operates through national delegates and research groups, both of which are represented on the Executive Board. At present 32 countries appoint national delegates, though there are informal contacts with very many more. There are 14 research groups, some of them coordinating censuses or detailed research on particular species groups, some devoted to more general topics such as Feeding Ecology, Hunting Rationalization or Wetland Management. IWRB is financed by contributions from member states, by a grant from World Wildlife Fund and by sales of its publications; much of its work however is carried out by ornithologists working in their own time or in time made available by their employers for IWRB activities. IWRB Headquarters, after being first at the British Museum, London, then at the Tour du Valat, Camargue, France are now in Slimbridge, England, where Prof Matthews, the Director of IWRB, is Director of Research at the Wildfowl Trust.

IWRB has been closely connected with the "Ramsar" Convention (Convention on Wetlands of International Importance, Especially as Waterfowl Habitat) since its inception. Governments which become Contracting Parties to the Convention list at least one wetland of international importance in their territory and accept a general obligation to make wise use of their wetlands. By November 1981, 31 states were Contracting Parties and had listed 234 wetlands covering seven million hectares.

The Hungarian organizers

The Symposium, together with IWRB's XXVIIth Board Meeting was held at the Hotel Arany Bika, Debrecen, from 26 October to 1 November 1981. Arrangements for the meeting were in the capable hands of the National Authority for Environment Protection and Nature Conservation (Hungarian initials OKTH; Head office: Költő utca 21, 1121 Budapest XII.). Mr. Zoltan Rakonczay, Vice President for OKTH, attended much of the meeting, the symposium, and the study tours. Dr. István Sterbetz, of the Hungarian Ornithological Institute (Madártani Intézet, address as OKTH) was Honorary Chairman of the Symposium, as befitted his great expertise and experience in goose and other studies east of the Danube. Members of the Hungarian Ornithological Society (Magyar Madártani Egyesület) also took part.

During the study tours, the participants visited a number of major goose areas in eastern Hungary, many of them listed under the Ramsar Convention. Special mention should be made of: the Hortobágy National Park, visited by horse-drawn carts on 28 October; of the Kardoskút Reserve on 31 October, where magnificent views were obtained of some 6000 Cranes *Grus grus* as well as of flocks of White-fronted Geese *Anser albifrons* and some Lesser White-fronted Geese *Anser erythropus*; and of the Kiskunság National Park where a flock of 49 Great Bustards *Otis tarda* bid delegates farewell on 1 November.

LIST OF PARTICIPANTS

Australia

Mr. J. M. Forshaw	Australian National Parks and Wildlife Service (National delegate)	POBox 636 Canberra City, A. C. T 2601
-------------------	---	---

Austria

Dr. F. Böck	Österr. Gesellschaft für Vogel Kunde (National delegate)	A 1130 Wien Tiergarten Schönbrunn Maxing Str. 136
Dr. G. Aubrecht	Waterfowl census in Austria (National delegate)	A-4210 Gallnevkirchen Dr. Renner Str. 31/3 Austria
Mr. G. Dick	Institute Für ZOOLOGIE	Lanner Str. 23/5 1190 Wien

Canada

Mr. H. Boyd	Environment Canada – Canadian Wildlife Service (National delegate)	Place Vincent Massey Ottawa K 1 A OE7
Dr. A. J. Macaulay	Ducks Unlimited (Canada)	1190 Waverley Str. Winnipeg, Manitoba, Canada R3T 2E2
Dr. W. C. Pleszczynska	Environment Canada – Canadian Wildlife Service	Prairie Migratory Bird Research Centre Canadian Wildlife Service 115 Perimeter Road Saskatoon Saskatchewan S7N 0X4

Czechoslovakia

Mr. A. Randik	Czechoslovakia – Slovak Academy of Sciences (National delegate)	809 00 Bratislava Bohunova 32
---------------	--	----------------------------------

Denmark

Mrs. M. Fog	The IWRB Bean Goose sub-group	Game Biological Station Kalø, 8410 Rønde
Dr. J. Fog	Denmark and the IWRB Wetland Management Research Group	Game Biological Station Kalø, 8410 Rønde
Mr. J. Madsen	The Goose Study Group Danish Ornithologists' Union	Skovvangsvej 212, 4 tv, 8200 Århus N
Mr. H. Meltofte	Zoologisk Museum (National delegate)	Universitetsparken 15 DK-2100 Copenhagen Ø

Finland

Prof. T. Lampio	Finland and Hunting Rationalization Research Group Game Research Division	Pitkäsillanranta 3 A 00530 Helsinki 53
-----------------	---	---

GDR

Prof. E. Rutschke	Zentrale für die Wasservogelforschung der GDR	1500 Potsdam Villa Liegnitz- Sanssouci
Dr. W. Grummt	Kurator für Vögel Tierpark, Berlin and IWRB flamingo group	1136 Berlin – GDR Tierpark Berlin Am Tierpark 125
Dr. L. Kalbe	Zentrale für die Wasservogelforschung der GDR-Group Ecology	GDR-1500 Potsdam Bezirks-Hygiene Inst. Abt. Wasserhygiene Tornow Str. 48
Dr. J. Naacke	Zentrale für die Wasservogelforschung der GDR	Pädagogische Hoch- schule „Karl Liebknecht“ 1500 Potsdam Villa Liegnitz
Dr. R. Warthold	Zentrale für die Wasservogelforschung der GDR	15 Potsdam Sanssouci Villa Liegnitz

FRG

Dr. H. Kalchreuter	Woodcock and Snipe Research Group	7823 Bonndorf- Glashütte
Mr. Kolodziejczok	Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten	Rochus str. I. 5300 Bonn 1
Mr. J. H. Mooij		Düsseldorferstr. 30 4130 Moers 1
Prof. J. Szijj	Universität Essen Gesamthochschule	Universitätstr. 5 4300 Essen 1
Mr. P. Prokosch	Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Bonn	private: D-2309 Bellin/Selent
Dr. W. Schultz	Staatliche Vogel- schutzwanne Schleswig-Holstein	Olshausen str. 40—60 D-2300 Kiel

Greece

Mr. B. Antipas	The Hellenic Society for The Protection of Nature	9, Kydathineon Str. Athens 119
----------------	---	-----------------------------------

Hungary

Mr. Z. Rakonczay	National Authority for Environment Protection and Nature Conservation (OKTH)	P. O. Box. 33 Budapest 1531
Dr. L. S. Nagy	National Authority for Environment Protection and Nature Conservation (OKTH)	P. O. Box 33 Budapest 1531
Mrs. A. Sasvári	National Authority for Env. Protection and Nature Conserv. (OKTH)	P. O. Box 33 Budapest 1531
Dr. A. Bankovics	Ornitological Institute of the OKTH	P. O. Box 33 Budapest 1531
Dr. J. Győry	Ornit. Inst. of the OKTH	P. O. Box 33 Budapest
Mr. G. Neehay	Ornit. Inst. of the OKTH	P. O. Box 33 Budapest
Dr. I. Sterbetz	Ornit. Inst. of the OKTH (National delegate)	P. O. Box 33 Budapest 1531

Dr. A. Legány	Inspectorate of the OKTH	Bem tér 3—Debrecen
Mr. S. Faragó	Hungarian Ornithological Union	Keleti K. u. 48 1024 Budapest
Dr. D. Jánossy	Hungarian Ornithological Union	Keleti K. u. 48 1024 Budapest
Dr. A. Keve	Hungarian Ornithological Union	Keleti K. u. 48 1024 Budapest
Mr. R. Muray	Hungarian Ornithological Union	Keleti K. u. 48 1024 Budapest
Mr. Zs. Réthy	(National delegate) Hungarian Ornithological Union	Keleti K. u. 48 1024 Budapest

India

Mr. P. Gole	World Wildlife Fund. India, Bombay Natural History Society	277 Sindh Housing Society Poona 411 007 Maharashtra
-------------	---	---

Ireland

Mr. B. Stronach	Wildlife Research (National delegate)	1 Sidmonton Place BRAY, Co Wicklow
-----------------	--	---------------------------------------

Japan

Dr. M. T. Abe	Wildlife Research Section, Forestry and Forest Products (National delegate)	P. O. Box 16 Tsukuba, Ibaraki 305
Mr. M. Kurechi	Observer	4-1 Nanko-dai 5 Chome Izumi, Miyagi 983
Mis M. Otsu	Observer	13-2. Nankodai-6 Izumi, Miyagi 983
Mr. A. Yamaguchi	Environment Agency of Japan (National delegate)	3-1-1 Kasumigaseki Chiyoda-ku, Tokyo
Mr. Y. Yokota	Observer	Yoshio Yokota 1-2-31 Harandmachi Sendai 983

Netherlands

Mr. B. S. Ebbinge	Research Institute for Nature Management and IWRB goose group	Kasteel Broekhuizen Post Bus 46, 3956 ZR Leersum
-------------------	--	--

Mr. T. Lebret	National delegate	Populierenlaan 7 4334 CE Middelburg Post Bus 346 2700 AH Zoetermeer
Mr. F. Leeuwenberg	Ministry of Agriculture and Fisheries, Wildlife Management Division	
Dr. A. C. Perdeck	Institute for Ecological Research and IWRB Ringing	Kempergerweg 67 6816 RM Arnhem
Dr. J. Rooth	Research Institute for Nature Management (Nation. d.)	Post Bus 46 3956 ZR Leersum
Mr. Van Der Ven	Stateforestry, Nature Conservation Department	P. O. Box 20020 3502 LA Utrecht
Mr. G. L. Ouweneel	Dutch Royal Society for the Protection of Birds	Lijster 17 3299 BT Maasdam
Mr. A. Dijksen	Dutch Royal Society for the Protection of Birds	
Mr. J. W. M. Kuijpers	Dutch Royal Society for the Protection of Birds	Mosroos 2, 2651 XD Berkel en Roden rijs

Norway

Mr. M. Norderhaug	Observer	Ministry of Environment, Myntgate 2 Oslo DEP, OSLO 1
-------------------	----------	---

Poland

Prof. K. Dobrowolski	Polish Section IWRB and University of Warsaw (National delegate)	00-927/1 Warsaw ul. Krakowskie Przedmiescie 26/28
Dr. R. Halba	Polish Section of IWRB University of Warsaw	00-927/1 Warsaw ul. Krakowskie Przedmiescie 26/28
Dr. A. Krzyskowiak	Polish Section of IWRB University of Warsaw	00-927/1 Warsaw ul. Krakowskie Przedmiescie 26/28
Mr. Z. Krzeminski	Ministry of Forestry and Woodworking Industry (National delegate)	Wawelska 52/54 Warsaw

Dr. A. Lukowski	Polish Section of IWRB University of Warsaw	00-927/1 Warsaw ul. Krakowskie Przedmiescie 26/28
-----------------	---	---

Portugal

Dr. M. Borges de Carvalho	Secretary of State for the Environment (National delegate)	Secretaria De Estado Do Ambiente Rua Da Lapa, 73 Lisboa
------------------------------	--	--

Senegal

M. André Dupuy	National Parks of Senegal (National delegate)	BP 5135 Dakar – Fann
----------------	---	-------------------------

Spain

Dr. J. Castroviejo	(National delegate)	Estacion Biologica Donana, C/Paraguay 1 Sevilla – 12
Mr. R. Coronado	ICONA	X Inspeccion Regional Pza Espana S/N Sevilla
Mr. J. Hidalgo	ICONA	X Inspeccion Regional Pza Espana S/N Sevilla
Mr. C. Otero	Fundacion Jose Maria Blanc	Recursos Naturales C/Ayala 48 Madrid 1

Sweden

Mr. S. Fredga	Swedish Hunters' Association (National delegate)	Hasselby S-59400 GAMLEBY
Mr. J. O. Pettersson	Statens Naturvårdsverk (National delegate)	P. O. Box 1302 S-17125 Solna
Mr. L. von Essen	The Swedish Sportsmen's Association	Öster-Malma S-15011 Björnlunda

Switzerland

Dr. E. Fuchs	Schweiz. Vogelwarte (National delegate)	CH-6204 Sempach
--------------	--	--------------------

USSR

Mr. A. A. Vinokurov	All-Union Research Institute of Nature Conservation and Reserves Min. of Agriculture and IWRB Goose Group	Znamenskoye-Sadki 142790 P. O. Vilar Moscow Region Moscow
---------------------	---	---

UK

Dr. J. Berry	Observer	Tayfield, Newport-on-Tay, Fife Scotland DD6 8HA
Mr. I. Hepburn	The British Association for Shooting and Conservation	Marford Mill, Rossett Wrexham, Clwyd LL12 OHL
Dr. D. R. Langslow	Nature Conservancy Council (National delegate)	Godwin House George Str. Huntingdon
Mr. J. Parslow	Royal Society for the Protection of Birds (National delegate)	The Lodge, Sandy, Beds, SG 19 2 DL
Dr. M. W. Pienkowski	Wader Study Group and IWRB Feeding Ecology Research Group	University of Durham Dep. of Zoology South Road, Durham DH1 3LE
Mr. M. A. Ogilvie	Wildfowl Trust and IWRB Goose Research Group	Slimbridge (Glos) GL 2 7 BT
Dr. M. Owen	Wildfowl Trust	Slimbridge (Glos) GL 2 7 BT
Mr. A. K. M. St. Joseph	IWRB Goose Research Group	60 Searle Street Cambridge

USA

Mr. H. K. Nelson	U. S. Fish and Wildlife Service (AWR) (National delegate)	Department of the Interior, U. S. Fish and Wildlife Service 18 th and C Sts. N. W. Washington, D. C. 20240
Mr. J. M. Shepard	Ducks Unlimited, INC.	P. O. Box 66300 Chicago, Illinois 60666

Prof. W. J. L. Sladen

Swan Research
Group

Johns Hopkins
University
615 North Wolfe Str.
Baltimore, Maryland
21205

Yugoslavia

Dr. J. Mikuska

Observer

54000 Osijek
Gunduliceva 19/a

ICBP

Mr. A. Gammell

Royal Society for the
Protection of Birds
The Lodge, Sandy,
Beds SG19 2DL
U. K.

IUCN/WWF

Dr. L. Hoffmann

Tour du Valat
F-13200 Le Sambuc
France

IWRB

Mr. E. Carp

Mas Coucut, 30440
St. Martial via Sumene
France

Mr. A. R. Johnson

Fondation Tour du
Valat Le Sambuc,
F 13200 Arles
France

Mr. O. Fournier

Les Proutières-Ste-Foy
F-85150 La Mothe
Archard

Prof. GVT Matthews

IWRB Slimbridge
(Glos)

Mr. M. Smart

IWRB Slimbridge
(Glos)

Miss. J. E. Storey

IWRB Slimbridge
(Glos)

I. THE EXTINCT ANCESTOR OF *ANSER ANSER* IN EUROPE

D. Jánosy

Our knowledge of any fossil birds is very imperfect and documentation upon the origin of the waterfowl of the Pleistocene, the period covering the last million years, is especially meagre. The reasons for this are chiefly the special circumstances of fossilization in this period: most localities are connected with karstic phenomena (caves and fissures), in which mammal faunas dominate, bird bones are very subordinate and the few found chiefly originate from non-aquatic birds.

During a revision of the Pliocene and Pleistocene bird remains from Hungary as well as different localities in Europe, I found to my great pleasure in the material of some localities, not very close together geographically though geologically very near to one another, a good documentation of aquatic bird remains. One is a lime-mud connected with a travertine (Hill of the former Royal Castle in Budapest), the other ones are lacustrine clays (such as the oldest archeological site in temperate Europe, Prezletice, near Prague; Voigtstedt in Thuringia, Germany; and finally Ambrona, near Madrid, central Spain) (Jánosy, 1982).

These localities yielded bones of grebes and cormorants, six or seven different duck species, some birds of prey such as *Falco tinnunculus* and a fossil form of *Haliaetus albicilla*, rails, coots, cranes and shore birds, and also bones of a large goose. The aquatic bird fauna of these inland lakes was (as appears from this enumeration of the chief forms) very near to that of to-day, although it may be supposed, as will be seen later, that most of these species were extinct ancestors of the closely related forms living today.

Let us now look at the bones of the goose. A comparison of the remains with skeletons of geese living today in Europe shows a close resemblance with those of *Anser anser*, although they seem to be much larger.

Looking for analogies in the geological past, we can establish the following: although we know remains of aquatic birds such as flamingos, loon-like forms, cormorants and shorebirds, beginning with the Cretaceous period (more than a hundred million years ago) waterfowl remains are known only from the Eocene, about 60 million years before the present. The origin of this group of birds is still problematic, although some recent investigations suggest they are descended from ancient shorebirds. After all we know only altogether seven extinct species of geese from the Upper Miocene (10 million years ago), Middle Pliocene (2–3 million years) and Lower Pleistocene. However, all hitherto described forms are considerably smaller than the recent European forms, or their proportions are different from those of living ones (Lambrecht, 1933, Wetmore, 1951).

Thus, the only real comparison possible was with the living forms of our territory. Considering that the osteology of the recent geese of temperate Europe is very well known, due to the dissertation of *Bacher* (1967) at the Veterinary University of Munich, we can compare our remains with a wide variation of recent species. The investigation of a statistical material showed that the bones of *Anser albifrons*, *A. fabalis* and *A. anser*, can hardly be separated from one another in their range of variation. Measurements of the bones of about 150 specimens of the above mentioned species show a wide overlap. However, if we compare the whole range of variation of some bones of these geese with the measurements of fossil bones, we find that the size of the extinct form was much larger than any recent European species of the genus *Anser*.

Thus, we have before us the remains of a bird the size of the sturdiest domestic goose of today, which seemingly was widespread in the waters of the whole of Europe half a million years ago. It is worthy of mention that this *Anser* species, for which I propose to give the name of a new species for science *Anser subanser* (*Jánossy*, 1982) is the single species hitherto known from the genus in the period mentioned in our continent. This may of course be due to our insufficient knowledge of the extinct waterfowl as a whole.

We know very few species of water birds at all, because the differences in details of bones between living and extinct forms of birds are in general very delicate and hidden. The case of the goose made known in this short lecture, is a very nice example in which an extinct form can be statistically distinguished from recent ones. It is to be hoped that in future, by finding much more material from this fascinating group of birds, we can describe more exactly the bird life of our immediate past.

Author's address:
Dr. D. Jánossy
National Museum
Budapest

References

- Bacher, A. (1967):* Vergleichend-morphologische Untersuchungen an Einzelknochen des postcranialen Skeletts in Mitteleuropa vorkommender Schwäne und Gänse. — Dissertation. Institut für Paläanatomie, Domestikationsforschung und Geschichte der Tiermedizin der Universität München. 109 pp.
- Jánossy, D. (1982):* Die mittelpleistozäne Vogelfauna von Prežletice bei Prag (ČSSR). Festschrift zu Ehren von Wilhelm Otto Dietrich (1881–1964). Berlin. In print.
- Lambrecht, K. (1933):* Handbuch der Paläornithologie. — Borntraeger, Berlin. 1022 pp.
- Wetmore, A. (1951):* Recent additions to our Knowledge of Prehistoric Birds 1933–1949. — Proc. Xth International Ornithological Congress. Uppsala. 1950. pp. 51–77.

II. THE STATUS OF THE GREYLAG GOOSE *ANSER ANSER* IN BRITAIN

M. A. Ogilvie

The Greylag Geese of Britain fall into three categories.

1. Indigenous population

This is confined to the north-west of Scotland and the Outer Hebrides and is the remnants of the formerly more widespread stock which bred in many areas of Scotland and northern England some hundreds of years ago. It probably numbers between 1500 and 2000 individuals and has been thought to be declining for many years. However a recent spread and increase of breeding pairs in the Outer Hebrides may signal a change.

2. Introduced flocks

Greylags have been introduced, by landowners and shooters, into many localities in Britain. The largest population, of perhaps 1000 birds, is in south-west Scotland and dates back about 50 years. Other, smaller flocks, can be found very widely in southern and eastern England, the north-west, Wales and some other Scottish localities. They may together total another 2000 birds.

3. Icelandic population

Virtually the entire breeding population from Iceland winters in Britain. A few hundred probably stay back in Iceland, and between 750 and 1000 winter in Ireland. The remainder are concentrated in Scotland, particularly the north-east and east central areas. They arrive towards the end of October and are censused annually on the first or second week-end of November, at the same time as the Pink-footed Goose *Anser brachyrhynchus* with which they often consort. Amateur bird-watchers carry out most of the counting, concentrating on the roosts. I make counts in areas with few bird-watchers, and also make age-ratio counts to assess breeding performance.

Figure 1 sets out the totals counted in Britain since 1955, together with the percentage of young found. There has been a three-fold increase in the period, very steady between about 1960 and 1973, followed by a sharp decline related to years of poor breeding, with a concluding upsurge to the present 90 000.

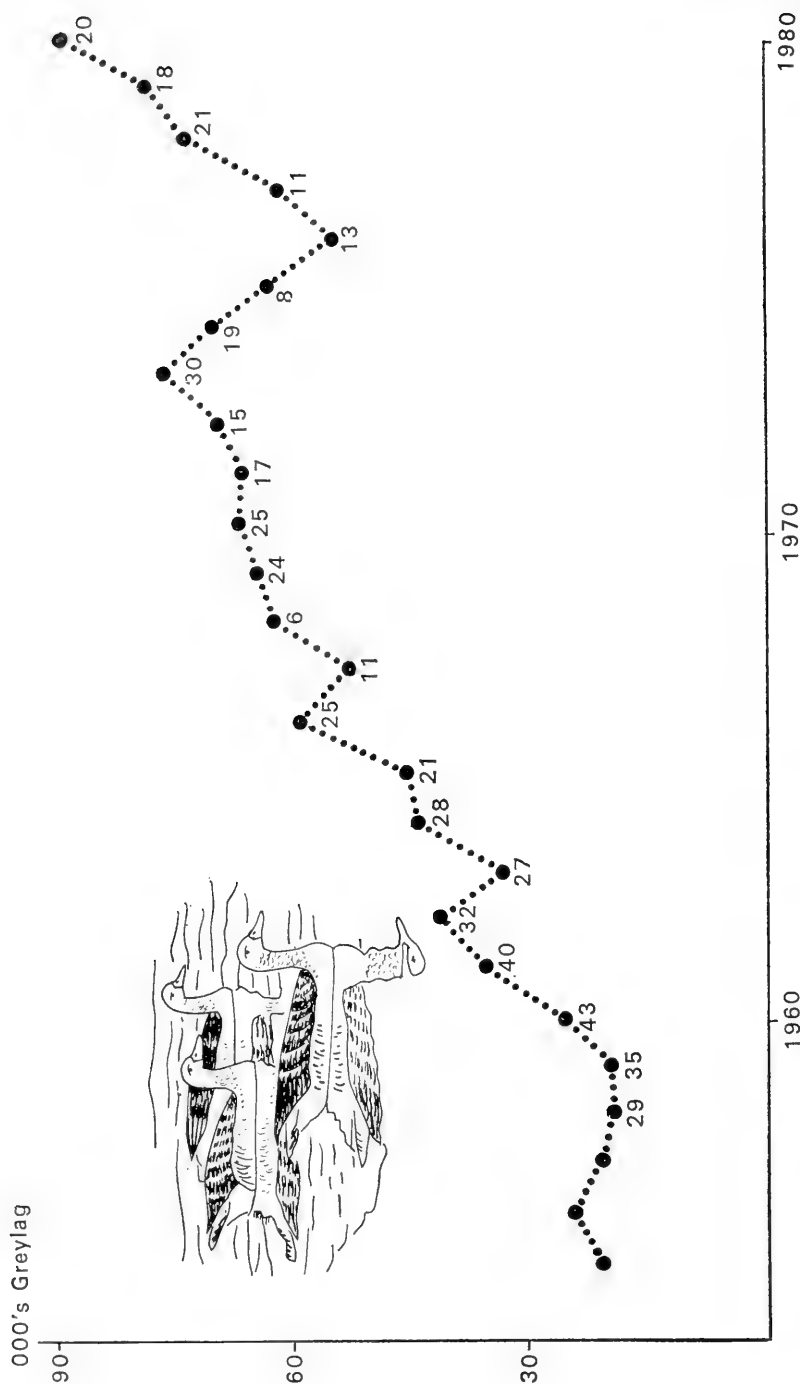


Figure II/1. Numbers in Britain, 1955 - 1980. Figures on graph-percentage young (not available before 1958)

Boyd and Ogilvie (1972) and *Ogilvie and Boyd* (1976) have dealt with this increase and the associated variations in recruitment and mortality in some detail. In summary, there has been a general contraction of the wintering range at the same time as the growth in numbers, both linked strongly with increase in the amount of barley, potatoes and improved grassland being grown in Scotland. This is much the same picture as for the Pinkfoot (see paper in this symposium). Again, similar to the Pinkfoot, the average breeding success of the Greylags has fallen steadily as the population increased. However there is not thought to be the same pressure on breeding places in Iceland as there is for the Pinkfoot, so the reason remains obscure.

Ogilvie and Boyd (1976) suggested that numbers in the period 1975 to 1980 would grow more slowly than they actually did, and their statement that the population would probably not grow much above the then current levels should be revised. There seem to be fewer constraints on further growth of the Greylag than on the Pinkfoot. However there are pressures coming from agricultural interests in Scotland to allow licensed shooting to prevent damage to grass and crops in the spring, between the end of the shooting season and the birds' departure in late April. Unlike the Pinkfoot, the Greylag is exposed to some shooting in Iceland, though this is currently light. It could increase, however, as a way of reducing agricultural damage there.

In autumn 1979 the Greylag became Britain's most numerous goose species, overtaking the Pinkfoot which had for long held that distinction. Although the Pinkfoot was again more numerous in autumn 1980, given the generally slightly higher average breeding success of the Greylag and its very slightly lower mortality rate, it can be forecast that the Greylag will soon overtake the Pinkfoot once more and then very probably stay in front.

Author's address:
J. A. Ogilvie
Slimbridge
GL2 7BX
England

References

- Boyd, H. – Ogilvie, M. A. (1972)*: Icelandic Greylag Geese wintering in Britain in 1960 – 1971. *Wildfowl* 23, 64–82 p.
Ogilvie, M. A. – Boyd, H. (1976): The numbers of Pink-footed and Greylag Geese wintering in Britain: Observations 1969–1975 and predictions 1976–1980. *Wildfowl* 27, 63–75 p.

III. MOULTING *A. ANSER* ALONG THE GOTLAND COAST

L. von Essen — R. Beinert

The investigation was carried out by Rolf Beinert and Lambart von Essen, Swedish Sportsmen's Association, with financial support from the Research Committee of the National Swedish Environment Protection Board.

Summary

Every year in the 1960's and 1970's 4000–5000 *A. anser* have gathered for moulting along the coast of the island of Gotland in the Baltic Sea. Between 1965 and 1975, 870 moulting geese were caught and ringed in order to elucidate their origin and migratory routes. On the basis of belly markings probably about 50 percent of the geese were one or two years old, the rest older. Some of the geese had orange-coloured bills, which has been said to be characteristic of the subspecies *Anser anser anser* with a western distribution, and some pink (light red), characteristic of the subspecies *Anser anser rubrirostris*, Swinhoe, with an eastern distribution.

The investigation has shown with many examples that some of the moulting geese originate from breeding areas south and south-west of the Baltic. From the 195 recoveries (22%) it is shown that the geese are using two different migratory routes to their winter quarters: one along the Atlantic coast towards the south of Spain, the other directly south to the Mediterranean coast of Africa. However a part of the population obviously seems to stay over the winter in the middle European countries.

The recoveries are counted up to the end of 1980 and it is shown that 60% of the recovered geese were shot or found dead in a period up to three years after they were ringed, and 95% in a period up to eight years. 89% are reported as shot, while for 11% the cause of death is unknown.

The moulting place on Gotland is considered to be very important to the non-breeding *A. anser* population from large areas of the southern part of the Baltic.

Since 1977 one of the most important feeding grounds for the moulting *A. anser*—two islands off Rone—has been protected as a Nature Reserve. In addition a tongue of land on the southwest coast—Nasudden—is protected from public trespass.

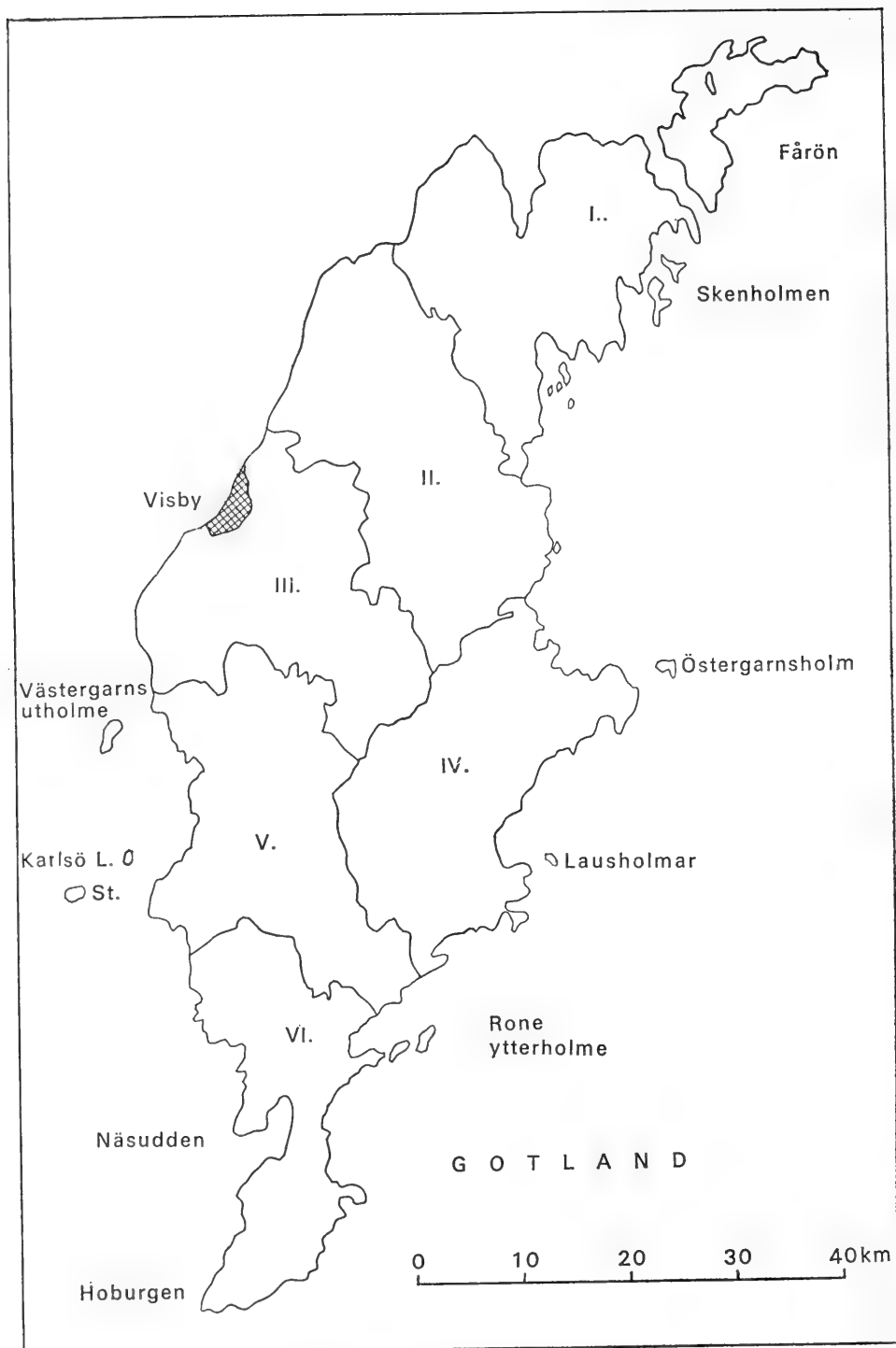


Figure III/1: The island of Gotland

The occurrence of the Greylag Goose on Gotland

For a long time Gotland has been a breeding area for the Greylag Goose (*Anser anser* L.). Even during the first half of the 20th century, when the Greylag Goose was extinct in inland southern Sweden and when there were only few geese along the Swedish east coast, there was a relatively numerous population breeding on the islets along the east coast of Gotland (*Ekman*, 1922, *Berg*, 1919). During the period 1960–70 the breeding population was estimated at about 100 pairs each year (*Högström*, 1971). During the period 1970–80 there was a marked increase, and in 1980 the population was estimated at about 300 pairs (*Beinert*).

The southern coastal areas of Gotland have also been used as moulting areas by a considerable number of non-breeding Greylags, particularly during the last few decades. The flat, grass-covered islets and spits along the coast have been good grazing places. In addition, the geese have been relatively undisturbed there, and if they were disturbed it was possible for them to swim out into the open sea for refuge.

The largest numbers of geese have been found at Rone Ytterholme and Grötlingboholm along the south-east coast, and at Näsudden on the south-west coast. During certain years a large number of geese have also gathered at Vastergarns utholme (Figure 1).

The geese arrive in the area in late May and early June and leave gradually during July. During the latter part of June and the beginning of July the geese are unable to fly due to the moulting of wing-quills.

During the 1950's the large gatherings of geese drew more and more attention as their grazing was considered to be harmful to the grazing by cattle and sheep in those areas. Landowners claimed compensation from public funds for the deterioration of their grazing.

The number of geese that gathered for moulting in the early 1960's was estimated at 3000–4000. It is only in the 1970's that yearly counts from aircraft have been carried out. Due to bad weather conditions counts were

Table III/1.

Number of moulting Greylag Geese along the shore of Gotland

Plats	5/7 1973	8/6 1974	19/6 1975	24/6 1976	20/6 1977	27/6 1978	28/6 1979	27/6 1980
A) Gotland south-west (Näsudden etc.)	1530	1560	2100	2880	2230	2200	1200	1100
B) Gotland south-east (Rone ytterholme etc.)	1130	1880	1015	2250	1050	1850	2350	680
C) Gotland north-east (Skenholmen etc.)		260	155	250	200	200	50	350
<i>Total</i>	2660	3700	3270	5380	3480	4250	3600	2130

incomplete during the first years, but from 1973 until 1980 they have been more or less complete (Table 1). It is however probable that some small flocks of geese were not observed and included in the count. On the basis of the aircraft count the total number of moulting geese in Gotland is estimated at 4000 – 5000.

The purpose of the investigation

At the very start of the investigation it was clear that the majority of moulting geese came from areas other than the Gotland breeding area. In order to elucidate their origin, migration routes and winter quarters, geese were annually caught and ringed at their haunts along the south coast of Gotland in the period 1965 – 75. *Rolf Beinert* started the work in 1965, but from 1966 onwards the work was carried out by *Beinert* in cooperation with *Lambart von Essen*.

Capture and ringing. Notes on the birds

The latter part of June, when almost all geese had shed their wingquills, was the most suitable time for catching them. At that time the geese were gathered in large flocks.

The flocks were reached using a fast motor-boat. The geese then tried to escape by diving. In the clear water it was possible to see the birds swimming and when they came up to the surface to breathe, it was possible to catch them in a vag net. To succeed, the water surface should be quite smooth and the boat should be easily steered. The best time of the day for catching the geese was at early dawn. In order not to scare the birds away from their grazing places we avoided catching them in the vicinity of these. The total number of Greylags caught during the period was 870.

The birds were ringed with rings from the Swedish Museum of Natural History. For some birds sex, belly markings, bill colour, and weight were noted. As only a few birds were sex-determined, sex distribution has not been included in this investigation.

In order to get an idea of age-groups the occurrence of black feathers on the belly was noted for 458 of the birds caught. On captive Greylags it has been noted that yearlings and one-year old birds have light bellies without black spots, whereas older geese have varying amounts of black spots. *Fabricius* (1962) has reported that black spots occur to a greater extent in the gander than in the female. There are also some individuals with a dark greyish belly wash. Consequently, birds without black spots have been presumed to be one year old, and those with black spots or dark greyish bellies to be two years old or more. These were divided into three groups (Table 2). Group 1 probably contains mainly two-year old birds, groups 2 and 3 birds more than two years old.

According to various sources the western subspecies of the Greylag goose (*Anser anser anser* L.) has an orange-coloured bill, whereas the bill of the eastern race (*Anser anser rubrirostris*, Swinhoe) is light red (pink). The colour of the bill was noted for 381 of the birds. It was shown that in the area there

Table III/2.

Belly markings and bill colour of a number of Greylags examined in the hand

Year	Belly markings					S:a	Colour of the bill			
	pull 0	0	1	2	3		G	M	R	Total
1969	5	15	12	14	14	60				
1970		35	25	18	31	109	59	15	22	96
1971		15	11	13	18	57	15	25	17	57
1972		20	10	13	15	58	20	14	23	57
1973		18	21	26	26	93	47	9	34	90
1974	2	15	15	10	16	56	23	23	10	56
1975		7	6	3	9	25	13	9	3	25
Total	7	125	100	97	129	458	177	95	109	381
%	1.5	27.3	21.8	21.2	28.2	100%	46.5	24.9	28.6	100%

Belly markings: 0 = No black markings

1 = A few black spots (max. 10)

2 = A moderate number of black spots or greyish wash

3 = Richly black-spotted

Colour of the bill: G = Bill orange

M = Intermediate

R = Bill pink

Geese in columns 0 and 1 are presumed to be up to two years old, those in 2 and 3 are presumed to be older.

were both geese with yellowish bills and with clearly light red (pink) bills. The distribution is shown on Table 2.

On 18–20 June 1968 100 of the geese were weighed. The following result were obtained:

The average weight of 11 geese without black spots on the belly
(probably one year old) 3.04 kg

The average weight of 89 geese with black spots on the belly 3.29 kg

(probably more than one year old)

The average weight of the 100 geese 3.27 kg

Recoveries of ringed geese

Until 31 December 1980, 195 of the 870 ringed geese (22%) had been shot or found dead (Table 3). The geographical distribution of recoveries is shown in Figure 2. The distribution between countries and months is shown in Table 4. Two geese reported from Mecklenburg and one from Zealand (Denmark) which were identified living, have been included in the table. The ones from Mecklenburg were ringed in Gotland on 26 June 1973 and controlled at Göstrow on 8 April 1976 and 17 May 1976, respectively. The first-mentioned goose was then breeding.

It is evident from the map (Figure 2) that the Greylag Geese moulting in Gotland use two different migration routes, one along the Atlantic coast to the south of Spain, and the other across eastern Germany, Poland to Czechoslovakia and Austria. It also appears that flocks of geese from this

Table III/3.

Numbers of ringed Greylags, recoveries and the duration of life after the year of ringing

year	Ringed num- ber	Recoveries number, %		Recoveries up to 30 June after the following number of year												
				0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1965	28	10	36	4	1	1	3		1							
1966	48	7	15	2	1	1	1		1				1			
1967	147	40	27	10	11	5	4	4	2	1	1	1				1
1968	182	42	23	7	11	11	5	1	1		2	1	2	1		
1969	60	17	28	2	4	2		2	5	1	1					
1970	110	27	25	8	4	2	2	3	3	1	3	1				
1971	57	11	19	4	1			2	1	1		2				
1972	58	10	17	2	2	1		1	1	1	2					
1973	93	12	13	4	2		1		3	1	1					
1974	62	12	19	3	2	3	1	1	1	1						
1975	25	7	28	5			1	1								
Total	870	195	22%	51	39	26	18	15	19	7	10	5	3	1		1
%		100%		26.2	20.0	13.3	9.2	7.7	9.7	3.6	5.1	2.6	1.5	0.5		0.5

contingent continue their flight across Italy to the Mediterranean coast of Africa.

The length of life and the year of ringing have been compiled in Table 3. It shows that about 60% of the recovered birds died within three years of ringing and about 95% died within eight years of ringing.

Recaptures in Gotland of Greylag Geese ringed in other countries

Some of the geese caught had been ringed in other countries, and as this is particularly interesting all the cases are reported here.

1. Controlled on 1 July 1968, ringed as a gosling on 13 June 1967 near Copenhagen.
2. Controlled on 1 July 1968, ringed as a gosling on 21 June 1967 near Copenhagen.
3. Controlled on 20 June 1968, ringed when moulting on 28 June 1962 at Vejlerne, Jutland, Denmark. The goose was shot on 7 October 1971 in Mecklenburg, East Germany.
4. Controlled on 27 June 1969, ringed as a gosling on 24 June 1958 in Funen, Denmark. The goose was shot on the river Guadalquivir, Spain on 8 October 1974 at the age of 16 years.
5. Controlled on 25 June 1974, ringed as a gosling on 10 June 1973 on Rügen.
6. Controlled 2 July 1974, ringed as a gosling on 10 June 1973 on Rügen.

The following geese ringed abroad were shot on Gotland at the end of July or beginning of August:

Table III/4.

Distribution of the recoveries – country and month

Country	Month	7	8	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6	Date un- known	Total
Sweden		7	18	3								1	2	1	32
Denmark			22	8	6	1				1				2	40
German Demo- cratic Republic		11	11	5	1				2	1	1	1		1	34
Germany, Federal Republic of			2	3	6										11
Holland					1	2	3							4	10
Belgium															0
France					2	2			4						8
Spain				1	3	11	6	4	3	1				6	35
Poland				1					1	4	2				8
Czechoslovakia			1		3	1		1							6
Austria					4		1		2					1	8
Yugoslavia								1							1
Italy						2									2
Algeria							1	1							2
Tunisia								1							1
Total		18	54	21	26	19	11	8	12	7	3	2	2	15	198



Figure III/2: Recoveries of 198 Greylag Geese ringed at Gotland 1965 – 1975

7. Shot in August 1968 at Klintehamn, Gotland, ringed when moulting at Vejlerne, Jutland, Denmark on 28 June 1962.
8. Shot on 1 August 1973 at Nas, Gotland, ringed as a gosling at Seewiesen, Bavaria in 1965.
9. Shot on 20 July 1979 at Hablingbo, Gotland, ringed on Zealand on 23 June 1978.
10. Shot on 23 July 1979 at Nasudd, Gotland, ringed at Naser-Ems, West Germany, on 18 June 1972.

Thus, recapture No. 8 shows that a goose born at the research station of Seewiesen, Bavaria in 1965 was present on Gotland eight years later.

We can also mention here that a goose caught and ringed at Gotland on 25 June 1974 and shot in Mecklenburg on 17 July 1976 was described as "a pair with goslings". It is probable that this pair was breeding there, as it was in the middle of July.

This means that there is much evidence that many of the greylag geese that moult at Gotland were born, or have been breeding, further south, e. g. in Denmark, Mecklenburg (GDR) or Bavaria (FRG).

Stig Carlström (Blekinge) has reported that flocks of 15–20 greylags can be seen at Torhamn (south-east Blekinge) around 20 May every year, flying in north-easterly direction. It is supposed (and is probable) that the flocks are on their way to Gotland.

The importance of Gotland as a moulting place for Greylag Geese

During the last two decades the breeding population of greylag has shown a marked increase along the whole of the Swedish east coast. This increase has been particularly marked in the archipelago of Luleå, the Hudiksvall area, the archipelago of Stockholm, Kalmarsund and the archipelago of Blekinge. In addition new breeding areas have been established along several stretches of coast (Nilsson, 1981 and others).

In several lake areas in the south of Sweden the Greylag Goose has started breeding again and has become more numerous. Until now some areas in Skane, southern Småland, Västergötland, Lake Takern in Östergötland and parts of Södermanland have been colonized.

Leif Nilsson estimated the total population of breeding Greylag Geese in Sweden during the years 1979–1980, at 1600–2100 pairs (1981).

In some localities along the coast, geese have gathered in growing numbers in late summer. The grown broods have successively gathered in large flocks at the end of July and in August. In 1980 there were about 1000 geese at each locality. Some such localities are Lövsta Bay in northern Uppland, Tullgarn in Södermanland, Braviken in Östergötland and Warnanas in Kalmarsund (the straits between the mainland of Sweden and the island of Öland). A feature common to these localities is the presence of large cornfields, where the geese can feed on ripening corn. There are also relatively calm water areas (bays) for resting during the day and night there.

In spite of the general increase in the number of Greylag Geese only two new small gathering places of geese during moulting time have been reported. One locality is Lillfjärden in Hudiksvall, where about 200 greylags have gathered for moulting together with an approximately equal number of Canada geese during the last few years. The other locality is Lake Takern, where according to K. Strand, a growing number of non-breeding geese have stayed the summer during the last few years. These geese leave Lake Takern soon after they are able to fly again, that is at the end of July.

Thus it seems that the Greylags have established new moulting places only at these two localities. This means that in our country there is no other moulting place of the same size as that in Gotland, nor is there any account of such a place in the rest of the Baltic countries. Earlier there was a moulting

ing place in Denmark, at Vejlerne in the north of Jutland, which received large numbers of geese, even geese coming from south-eastern countries (*Paludan*, 1965). During the 1960's the number of geese at that locality declined drastically, so now that locality and two more localities are moulting places for mainly local Greylag Geese populations in Denmark.

No major moulting place has been reported from Finland. E. Kumari writes in a letter from Estonia in 1978 that number of greylags is steadily increasing, although they are not gathering at a moulting place. No reports of the establishment of any major moulting place have been made in Poland or in East Germany.

The three Swedish moulting places at Gotland (principally Rone Ytterholme), Hudiksvall (Lillfjärden) and Lake Takern have one feature in common: nutritious grass growing in the immediate vicinity of an open beach. At the Rone and Takern localities there are grass meadows grazed by cattle and at Lillfjärden there are mown lawns. It seems to be an imperative requirement that the beach should be open, as the geese are easy victims of predators, mainly foxes, during this period, and they are also disturbed by human activities. For this reason they need to have a clear view, so that they have time to swim out into the lake or sea. At Lillfjärden in the centre of Hudiksvall the geese have adapted to the "harmless" people on the lawns, and there are no boats that disturb them on the water.

As has been proved by ringing, Gotland is an important place for Greylag Geese from southern countries. The fact that non-breeding geese find a suitable moulting place in the north applies to other goose species as well, such as the Canada Goose in North America and the Bean Goose in Russian and Asia (*Owen*, 1980). Gotland and the islets around it can evidently offer the ecological environment that Central European greylags need for a moulting place. Such localities are probably scarce.

During the last two seasons of moulting, Greylag Geese in Gotland have decreased: in 1980. 2. 125 were counted and in 1981. 1. 800. The decrease in 1981 may partly be due to the disastrous starvation that occurred in the wintering area in Spain. However, it seems urgent from the international point of view also, that as far as possible the geese on Gotland are left in peace at those localities most frequented during moulting in June and early July.

Since 1977 one of the most important feeding grounds for the moulting greylags — two islands at Rone — is protected as a Nature Reserve. In addition tongue of land at the south-west coast, Nasudden, is protected from public trespass.

Author's address:
Dr. Lambert von Essen
dir. Inst. of Wildlife Management
Swedish Sportsmens Ass.
Öster — Malma
S-150 11 Björnlunda

Rolf Beinert
Wildlife Consultant
Swedish Sportsmens Ass.
Rostockergrand 2
S-621 00 Visby

References

- Berg, B. (1919):* Sällsynta fåglar, band 2. Stockholm.
- Bylin, A. (1979):* Inlandshäckande grågäss. Fåglar i Sörmland 12:38 – 40.
- Ehrlén, J. och Wahlén, L. (1979):* Grågäsen som rastare i Mörkö-Tullgarnområdet 1968 – 1978. Fåglar i Sörmland 12:45 – 51.
- Ekman, S. (1922):* Djurvärldens utbredningshistoria på skandinaviska halvön. Stockholm.
- Fabricius, E. (1962):* Våra svenska fåglar i färg. Stockholm.
- Fabricius, E. (1981):* Forskning rörande kanadagäsen. Slutrapport 1981. 04. 15. Zool. inst. Stockholms universitet, Stockholm.
- Fog, M. (1977):* Gänse, Gänseforschung und Gänseprobleme Dänemarks. Mitteilung Nr. 144 aus der Wildbiologischen Station, Kalö, Dänemark.
- Fog, M. (1976):* Passage of Geese through Denmark. Com. no. 140 fr Vildtbiologisk station, Kalö, Danmark.
- Haack, W. und Ringleben, H. (1972):* Über den Mauserzug nichtbrütender Graugänse (Anser anser) im nord- und mitteleuropäischen Raum. Die Vogelwarte 26, H. 3.
- Hudec, K. and Kux, Z. (1971):* Passage Migration of the Greylag Goose (Anser anser) Through Southern Moravia. Zool. Listy – 21:245. Brno.
- Hudec, K. and Formánek, J. (1970):* Ringing results of the Greylag Goose (Anser anser) in Czechoslovakia. Zool. Listy – 19:145. Brno.
- Högström, S. (1971):* An attempt to estimate the size of the breeding population of Greylag Geese on Gotland. Vår Fågelvärld 30:201.
- Kumari, E. m. fl. (1972):* Geese in the USSR. Proceedings of a Conference, Estonia, May 1970. Tartu.
- Lund, Hj. M – K. (1963):* Marking of 240 Greylags (Anser a. anser L.) in Norway. The Norwegian State Game Research, Vollebakk, Norway.
- Nilsson, L. (1981):* The present distribution and status of Greylag Goose (Anser anser) in Sweden (ej publ.).
- Owen, M. (1980):* Wild Geese of the World. Fakenham.
- Paludan, K. (1965):* Gragasens track og faeldningstrack. Danske Vildtundersøgelser H. 12.
- Roos, G. and Lindskog, H. (1976):* A new roosting site of greylag geese (Anser anser) on Måklappen in southwestern Skåne. Anser 15:101 – 108. (Swedish with English summary.)
- Sveriges Ornitologiska Förening. (1978):* Sveriges Fåglar, Stockholm.
- Wibeck, E. (1936):* Kring Kävsjön, Smålands märkligaste fågelsjö. Svenska skogsvårdsföreningens tidskrift, 34:343, Stockholm.
- Pers. comm. from:* Åke Andersson, Uppsala; Rune Almkvist, Luleå; Stig Carlström, Karlshamn; Kurt Ellström, Enånger; Göte Lidén, Hässleholm; Inge Mörling, Linköping; Thore Jakobsson, Kalmar; Per Olof Palm, Stockholm; Kenneth Strand, Skänninge; Östen Skagerlind, Uppsala.

IV. STABILITY AND DYNAMICS IN THE SOCIAL STRUCTURE OF THE GREYLAG GOOSE (*ANSER ANSER*)

E. Rutschke

Introduction

For decades the biology and behaviour of the Greylag Goose has been the object of scientific investigation. An early but important study on their breeding biology was published by *Christoleit* (1929). *Lorenz* and *Tinbergen* (1938) who in studying the egg-rolling-movement came to a theoretically important conclusions on the combining of genetically fixed and learned behaviour. The detection of the phenomenon of imprinting took place by *Lorenz* on goslings of the Greylag Goose and *Lorenz*, Greylag-gosling "Martina" has become a world-famous animal. Further progress in the study of behaviour and biology has been obtained by *Fischer* (1965) and *Young* (1972).

On the other hand the population ecology and social behaviour of this species has not been so intensively investigated. The moult migration was studied at first by *Paludan* (1965) and later more precisely characterized in Central Europe by *Haack* and *Ringleben* (1972). The different types of social groups in this species are well-known and well described, however, there are many open questions on the mechanism of forming social groups and their function.

For instance, very little investigation has taken place on the forming mechanism of cohesion in non-breeder flocks. The biological importance of flocking behaviour on the White-fronted Goose (*Anser albifrons*) has as yet not been studied as well as by *Lazarus* (1978) or what has been done by *Drent* and *Swierstra* (1977) and *Drent* (1980) on the Barnacle (*Branta leucopsis*) and Brent Goose (*Branta bernicla*).

Furthermore, most of the knowledge about the biology and behaviour of the Greylag Goose has been obtained investigating captured animals. Only a few scientists have gone by the hard way of field observations.

For this reason we have strated field investigations on population ecology and social ethology in this species. At present this time-consuming work has not been completed. Therefore, the aim of this paper is to give a review of the first results and not the final picture.

The study areas

1. Nature reserve Lake Gülpe

The main important study area is Lake Gülpe, situated in the district of Potsdam on the river Havel. The breeding stock is between 40 – 80 pairs depending on the course of spring flooding. Furthermore, the area is a gathering-ground for non-breeders in spring (maximum number in the 3. May-

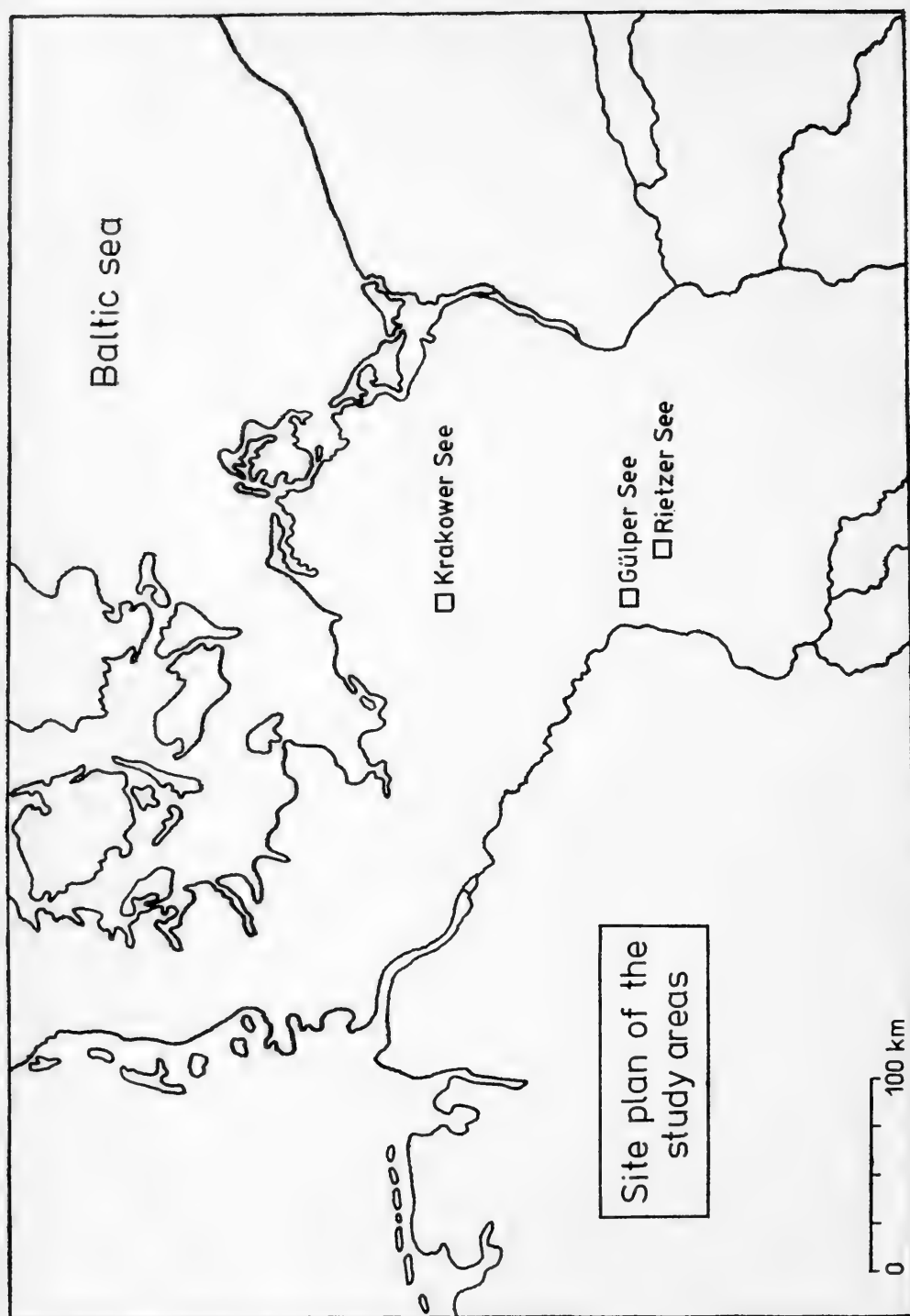


Figure IV/1: Site plan of the study areas

decade is 800) and summer gathering-ground. The gathering of geese in summer begins in mid-July (maximum number at the end of July 1981 approximately 3500) continuing until the end of August. At the beginning of September the stock is raised to 6000. The off-migration begins in October.

2. *Nature reserve Lake Rietz*

This lake is situated 50 km west of Potsdam. It is important only as a breeding area with a breeding population of up to 30 pairs.

3. *Nature reserve Lake Krakow*

The nature reserve Lake Krakow is situated in the western part of Mecklenburg inside the "Mecklenburgische Seenplatte". The breeding population of this area runs up to 40 pairs. Furthermore, this study area is a gathering and resting ground for non-breeders (800). Fig. 1. shows the position of the three study areas.

Additional knowledge about social behaviour has been obtained during excursions to other breeding, gathering and resting grounds of the Greylag Goose in the GDR.

Methods

The main method of studying problems of socio-ethology was individual marking by coloured neck-collars after capturing by cannonnet-equipment. Neckbanding of the Greylag Geese at Lake Gülpe has taken place since 1973. At first neck-collars with pennants were used. Since 1975 neck-collars with engraved letters and numbers have been applied. During the first years a two-digit-code was in use. Based on an agreement obtained at Slimbridge in 1979 a three-digit-code is now used.

At Lake Gülpe were ringed families (in June), non-breeders (in May) and summer birds (August/September).

At Lake Rietz only families were caught and ringed.

At Lake Krakow only non-breeders (May) and summer birds (August) were ringed.

A summary of the number of all Greylag Geese caught and ringed since 1975 is given in Table 1.

Table IV/1.

Numbers of ringed Greylag Geese in the study areas 1975 – 1981

	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	Total
Lake Gülpe	63	21	44	66	17	8	143	362
Lake Rietz	33	—	19	9	—	—	—	61
Lake Krakow	102	32	4	—	—	—	—	138
	198	53	67	75	17	8	143	561



Figure IV | 2: The various social groups of the Greylag Goose

I am very grateful to *dr. Litzbarski* and *dr. Warthold* for their helpful work and to a very large number of ornithologists for their assistance as members of the netting team and giving other technical assistance.

Types of socializing in the Greylag Goose

Only for a short phase of their lives are Greylag Geese without adhesion to other birds, namely, immediately after hatching. A few hours later the first social contact is realized by imprinting. Normally, no phase of isolation follows during the life span and at most, only for a short time, as for instance, after the death of a member of a pair.

There are two different types of social structures in the Greylag Goose, namely, closed and open groups (Fig. 2). The first type is characterized by a defined and limited number of members knowing themselves and not interchangeable. These are the pair and the family. The second type is characterized by anonymity and a variable and changeable number of members. These are the non-breeder, moulting, resting, and gathering ground groups including groups with special biological functions (feeding, sleeping and migrating). Generally, the different structures are described by *Hudec* and *Rooth* (1970) (Fig. 3).

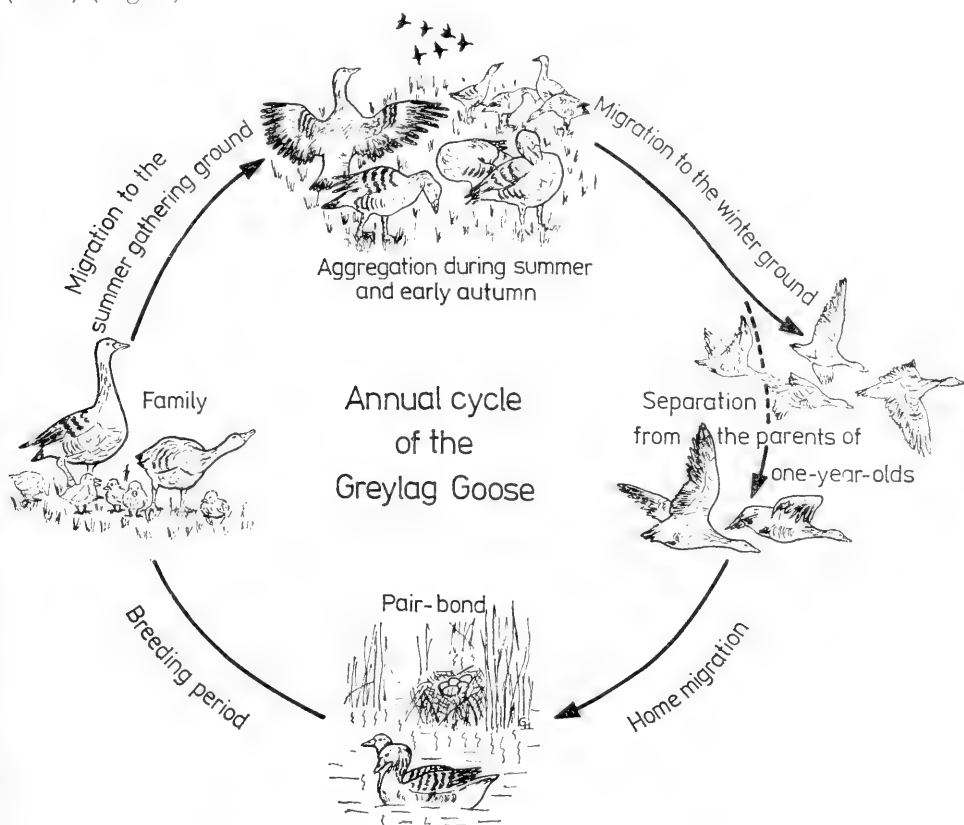


Figure IV/3: Annual cycle of the Greylag Goose

Mechanism of forming, stabilization and disengagement of the various social groups

The pair

Throughout the whole kingdom there are very few monogam species, but the Greylag Goose is one of them. There is extensive literature concerning the problem of pair forming in Greylag Geese, but, unfortunately, the observations are obtained in the first place from captured animals. Most authors follow *Lorenz*, who asserts that pair formation is a consequence of sexual imprinting.

There is no doubt, that pair formation takes place in the second year. However, from the point of view of population genetics, it is necessary to have more precise and detailed knowledge about the time of pair formation, and where it takes place, because, the possibilities for the exchange of genes depend on the number of possible partners in the population.

There are many indications that pair formation takes place during winter at the end of the first year. During this time practically the whole population coming from central and north-east Europe is concentrated in a relatively small area (the Marasmas of the Guadalquivir in Spain). From the above it is apparent that this time offers the best possibility for the exchange of genes. However, it seems that pair formation occasionally takes place much earlier. We have seen geese holding close contact as, for instance, a pair which have as goslings been marked separately from one another in their second autumn, and are consequently 1½ year old. Unfortunately, we are unable to say, whether or not the studied geese have been become engaged, at this time or earlier. Though even after *Bauer and Glutz v. Blotzheim* (1968) state that pair formation takes place at the age of 1½ years, and, in spite of our observations it seems doubtful that pair formation is a general process in the autumn, because the geese at this time migrate to the wintering areas. Though the autumn migration takes place slowly, the probability that pair formation and migration are combined is not to be assumed from biological reasons.

Mate fidelity

Once a pair of Greylag Geese have bred together, the pair is established for life. However, there is not a great deal of precise proof coming from the field work. At present we are able to demonstrate mate fidelity over a period of 1–3 years.

The following examples demonstrate long-term bonds of geese marked as pairs:

- (1) ♂0L + ♀ 1L
o June 1977 at Lake Gülpe
often seen 1977–1979 in the GDR and Western Europe
- (2) ♂1J + ♀ 0J
o June 1977 at Lake Rietz
observed 1977–1979 (breeding area, other areas in the GDR and Western Europe)

We are unable to detect the take-over of mates. However, from our ob-

servations this question cannot be regarded as definitively solved, because the number of marked pairs and well-documented courses of life are much too narrow. Formerly, it was assumed that new-pairing by the loss of a mate didn't take place. We know of some cases where one member of a pair has newly-paired after the loss of its mate.

Age of mating (or sexual maturity)

In literature there are contradictory opinions as to the age of mating. According to *Delacour* (1954) the first breeding takes place in the third calendar year (22 months old). According to *Bauer and Glutz v. Blotzheim* (1968) breeding is most frequently successful in the fourth year. Our investigations don't allow a definite answer, but, in some cases we have found successful breeding before the 2nd year was complete (third calendar year) (Fig. 4). However, it should be noted, that a young male was paired with an old female of undefined age.

Territoriality and attachment to the breeding area

Defence and area are the two factors intended in the well accepted definition of territoriality (*Mineau and Cooke*, 1980). In the case of the Greylag Goose from both factors arise problems. Very often it is quite impossible to know the breeding territory, because it is not bordered by reasonably well-defined limits. There are cases in which the nest site area covers a large territory including some hundred sq.m. and more, and others, in which the breeding areas are extremely small, covering no more than a few sq.m. As the dispersal of nests over Lake Gülpe shows Fig. 5. As can be seen in the figure, the nests are colony-like, concentrated on two places far from one another, and in spite of more widely but not regularly dispersed nests along the shore-line. However, it is quite clear, that the dispersal of nests is not regulated by the availability of cover as *Young* (1972) has recorded from south-west Scotland.

In the same way, as the areas are extremely variable, the intraspecific defence of nests by the ganders varies widely. It is interesting to recognize that the aggressive interactions in defending the nests seems to depend on the density of the nests. In areas where density was high, aggressive behaviour was highly localized, occurring mainly in the immediate nest vicinity, but not throughout the whole surroundings. After the initial boundary interactions, the neighbours territory was rarely entered. This differed in areas where density was low. There the ganders defended a large territory.

In conclusion, it seems that in the Greylag Goose, a mixture of strategies can be expected in certain circumstances, and it will be apparent that we must learn still more in understanding the problem of territoriality.

Another problem is that of attachment of pairs to the chosen breeding area. In the light of our investigations long-term attachment is normal. Following 3 examples show such long-term attachments.

- (1) ♀ 6F o August 1976 Lake Gülpe
Observations 1976 – 1980 in the GDR and Western Europe
Breeding 1977 – 1980 Lake Gülpe (4 periods)

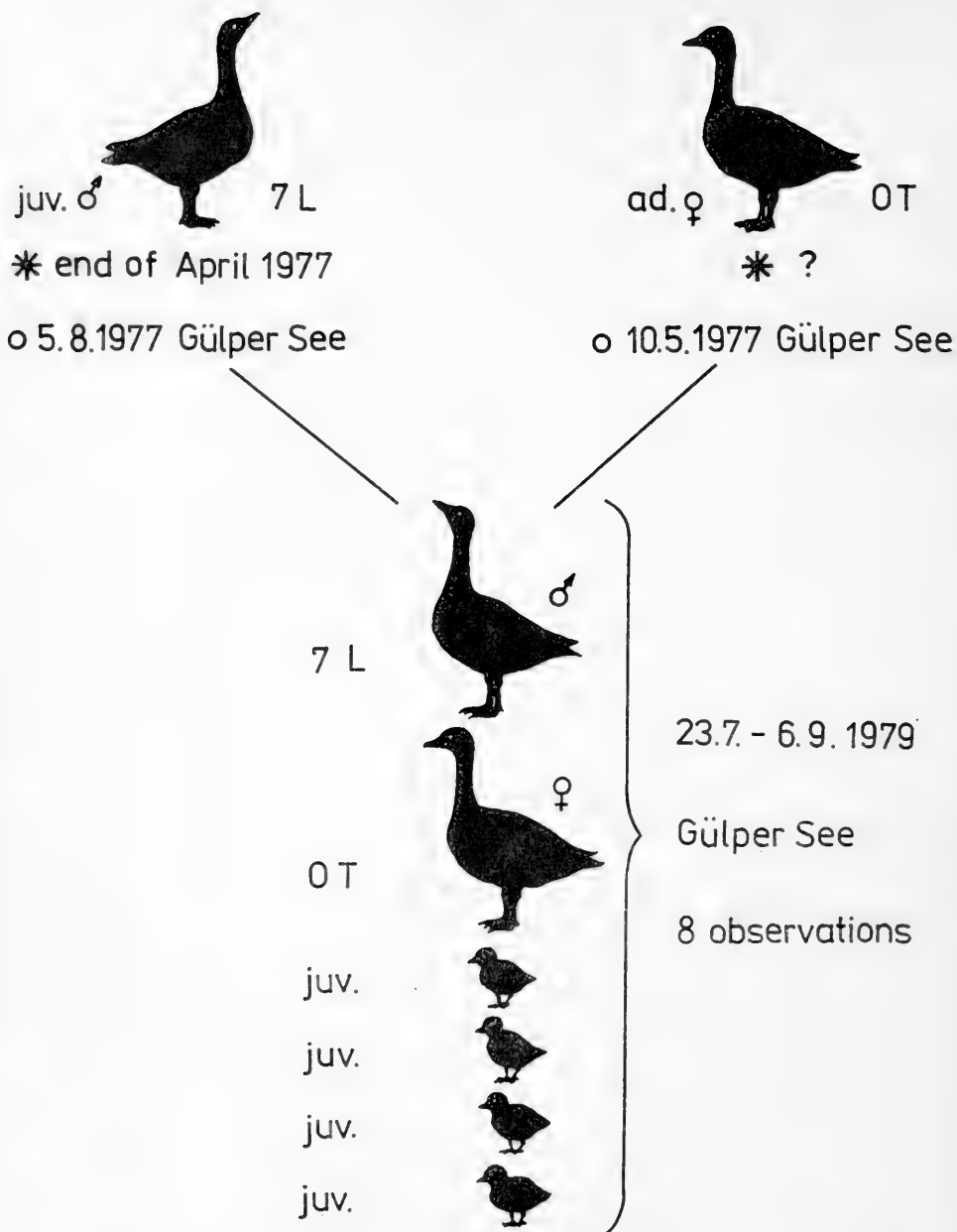


Figure IV/1: Early age of mating of a young male

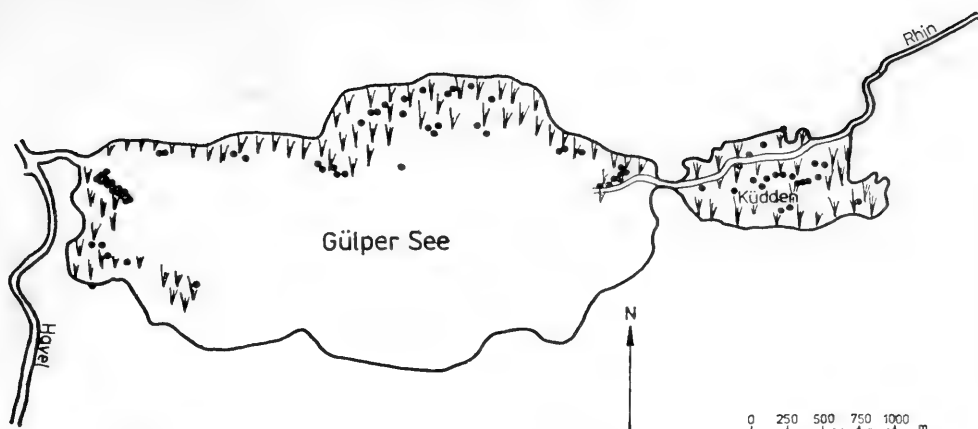


Figure IV/5: Distribution of nests of the Greylag Goose over Lake Gülpe

- (2) ♀ 8A o May 1976 Lake Krakow
Observations 1976–1980 in the GDR and Western Europe
Breeding 1976–1980 Lake Krakow (5 periods)
- (3) ♀ CO1 o May 1975 Lake Gülpe
Observations 1975–1979 in the GDR
Breeding 1976–1979 Lake Gülpe (4 periods)

The family

The term “family” includes the pair and their youngs. Therefore, the term is not quite identical with the use in man. The pair and the under one-year-olds keep together until the new nesting season comes. From observations in captured Greylag Geese, there are many indications that between the goslings exist a rank order. The development of rank order in groups of sisters and brothers has been investigated by Kalas (1977). The goslings are bonded to their parents by imprinting. Unfortunately, it is very difficult under natural conditions to prove both rank order and imprinting. However, it will be noted that cases of adoption of foreign goslings by Greylag Geese are not rare. In geese breed in high density, up to 35 goslings join in one “family” (Prill 1980). This leads to the question, whether in conditions of high breeding density, the Greylag Geese form a nursery creche as is known from sea-ducks. However, the development of large groups of goslings is not well understandable by filial imprinting, therefore, it should be furthermore proved. As on the example of Mallard filial imprinting, Sjölander (1980) has criticized the concept of imprinting from a methodical point of view.

Separation of the young birds from their parents

The separation of parents and young which takes place is influenced and controlled by sexual hormones at the beginning of the new mating period. The separation takes place by the active driving off of the young by the parents in the breeding area (Lit. see Bauer and Glutz v. Blotzheim, 1968).

Probably, this problem was investigated for the first time in captured birds. It appears that in wild populations the separation takes place earlier, probably in the wintering area, because the pair arrive at the breeding area separately from immature birds and two or three weeks earlier.

Not quite clear is the question, whether or not immature geese again have contact to their parents, if the next breeding season has been finished and the new goslings, their sisters and brothers, are full-grown. At present we have some examples which underline this hypothesis.

Non-breeder communities

Forming the non-breeder groups

In the first half of the breeding season non-breeders can be seen on all sites where Greylag Geese breed in more than 5–10 pairs. The non-breeders are live separately from the pairs, organized in relatively stable flocks. The size of the flocks depend on the size of the breeding stock. The larger the breeding stock the larger the non-breeder flock. From mid-March to the end of April the non-breeders move from most breeding sites. They all gather at a few sites called main resting or gathering sites for non-breeders. On these sites the non-breeders stay from the end of April until the end of May.

Summarizing, the process of forming non-breeder flocks takes place in two steps: (1) the non-breeders of one breeding site form the local non-breeder flock, (2) all non-breeder flocks existing in a large area, gather on one non-breeder gathering ground.

In the GDR are located up to 10 main non-breeder resting grounds. They are also in all cases, important breeding areas in which usually more than 30 Greylag pairs breed. The non-breeders live absolutely separate from the pairs. The rhythm of daily activity can be described as follows. In the morning they fly in one group to the feedings grounds. After returning to the lake, they rest for the greater part of the day at defined places, cleaning and preening the plumage. In the late afternoon they once again fly to the feeding grounds.

During the summer the non-breeders don't stay all the time at one place. We have found within a short time a quick change of resting grounds (Fig. 6).

In summer and autumn failed breeders also have the tendency to change the resting ground. This is demonstrated by the following example:

♂ ad. 4U

o Mai 1978 Lake Gülpe

Summer- and autumn observations 1980:

August — Müritz sea area

September — Iceland of Poel

October — Lake Gülpe

At present we do not have knowledge about the size of the area from which the non-breeders come to the main gathering grounds. We hope to obtain more information by individual markings at numerous breeding sites, though it is difficult for methodical reasons. However, during the following year it is possible to draw conclusions from marking experiences at main resting grounds, if the non-breeders fly back to their home range. At present we have many observations of non-breeders marked in April at the main non-

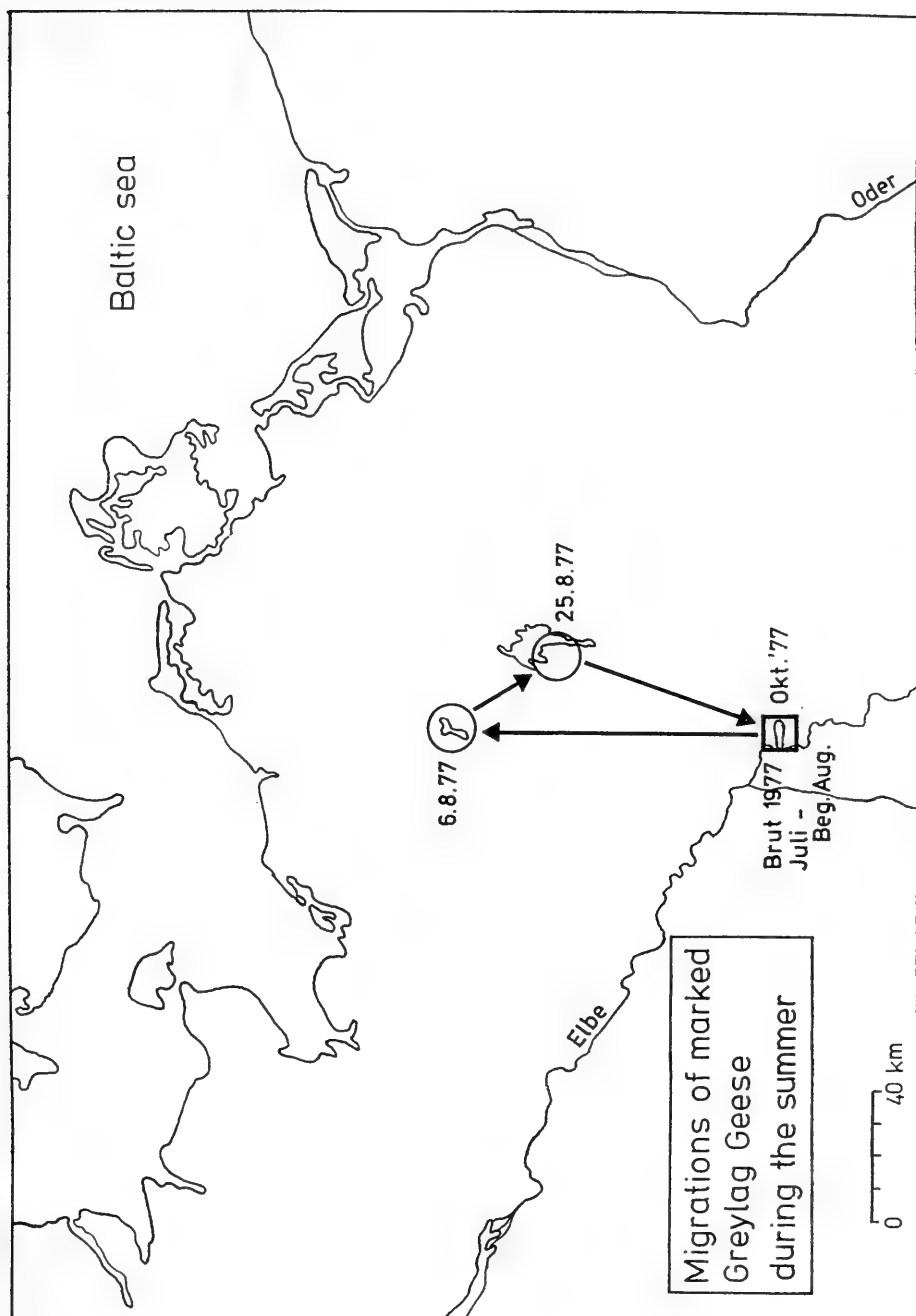


Figure IV /6: Migrations of marked immature Greylag Geese in summer

Migration of immature Greylag Geese

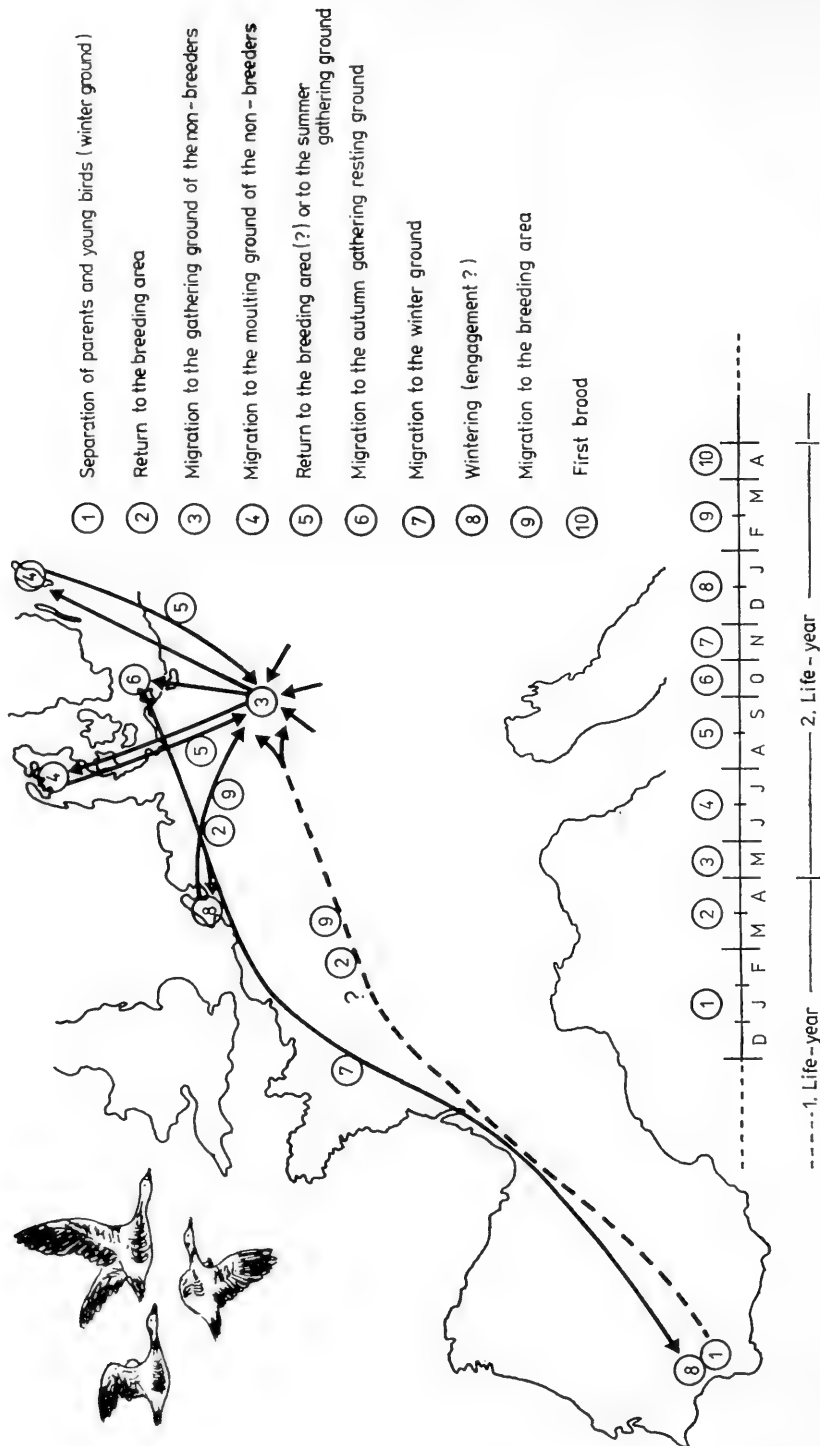


Figure IV/7: Migration of immature Greylag Goose

breeders resting ground Lake Gülpe. Most of them have been seen in the neighbourhood within a radius of 80 km.

Cohesion of related individuals and individuals coming from the same areas in non-breeder groups.

Formerly, we have had very little information on the question of whether or not, individuals which are related and recognizing themselves, for instance, brothers and sisters, or individuals coming from one breeding site, keep together inside open communities, in our case in on-breeder groups. We have numerous examples demonstrating cohesion of sisters and brothers in non-breeder groups and furthermore during the migrations and wintering.

On the other hand unrelated individuals, coming yet from the same areas, disperse irregularly inside large flocks. However, they maintain the attachment to their home range, because they fly back there after wintering (Fig. 7).

The geese community at the summer gathering grounds

If the goslings are full-grown, at the beginning of mid-July, all geese of a given regional population which is organized at this time in families, in non-breeder flocks coming back from the moulting grounds and failed breeders

The Year of the Greylag Goose at Lake Guelpe

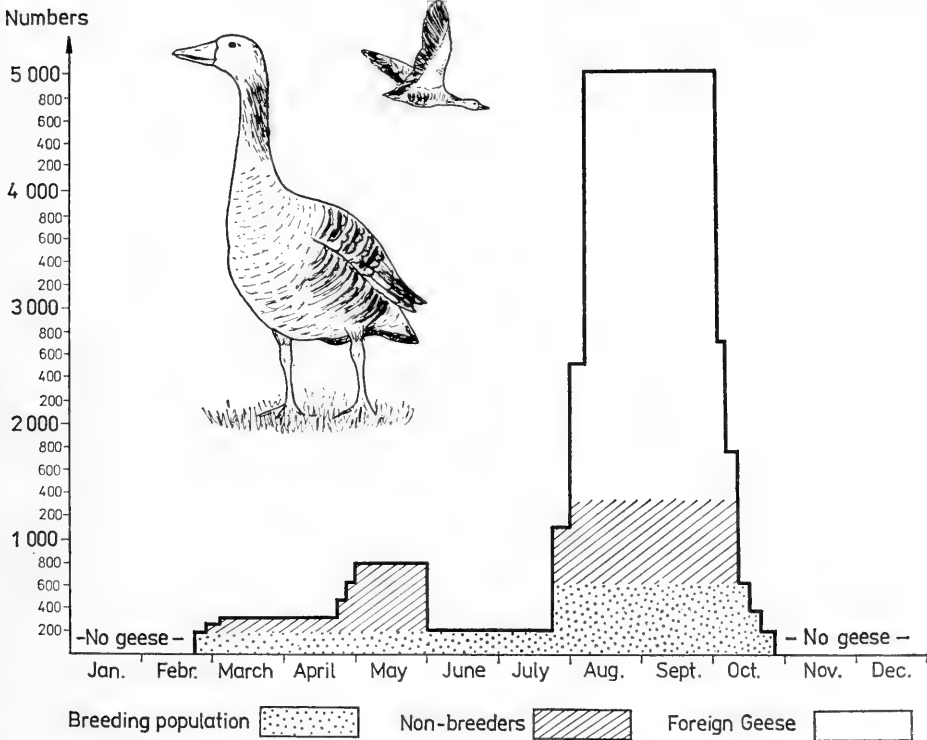


Figure IV/8: The year of the Greylag Goose at Lake Gülpe

begin to collect on a few sites. These sites we call summer gathering or resting grounds. These sites are used by geese from the end of July to mid-October, until the migration to the wintering grounds begin.

In the GDR in summer the geese gather at a few sites only. The most important inland gathering ground is Lake Gülpe. From 1979 to 1981 5000—6000 geese have been concentrated there in summer and early autumn: the largest inland concentration in Central-Europe (Fig. 8). The other large summer gathering site is situated at the Baltic Sea coast between Rügen and Hiddensee. Here the maximum number in summer is 10 000. In autumn the stock increases to 35 000.

The development of summer gathering ground communities

The gathering of the geese after the nesting period probably develops in the same manner as the gathering of non-breeders before departure to moult migration. In the first place the families from one breeding site and the neighbouring smaller breeding sites gather at one suitable place. Duration at these local sites and the size of the flocks are very different depending on food supply, weather and tradition. It is interesting to recognize that normally no more than 200 to 400 geese gather at local sites. The flight to the main gathering sites usually takes place at the end of August, at the latest the end of September (Fig. 9).

Migrations of Greylag Geese in summer and autumn

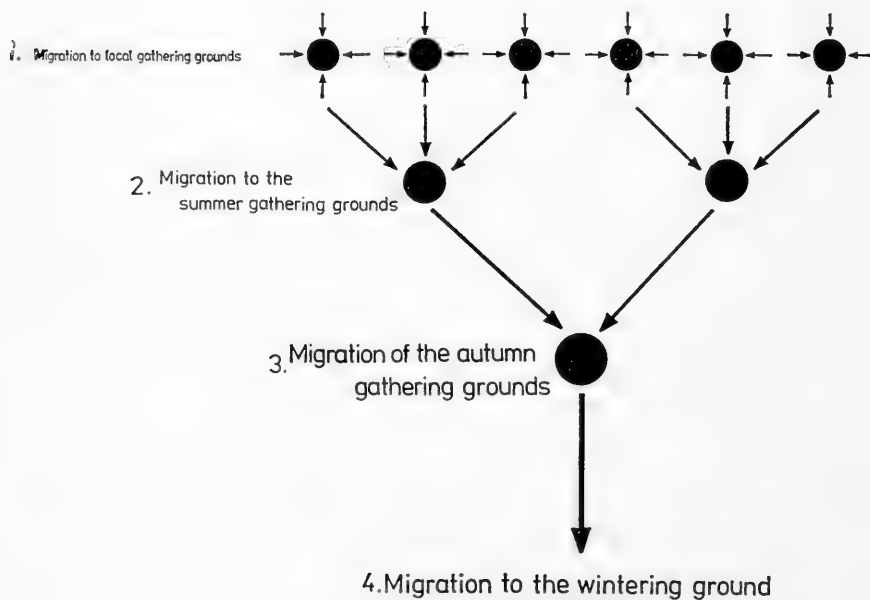


Figure IV/9: Summer and autumn migration of the Greylag Goose

However, the process of gathering is not clear in all its details. The important question is whether or not the geese fly every year to the same gathering ground, the size of the area surrounding the main summer gathering grounds, and, the stability of attachment to the chosen site.

By our investigations the migration of geese breeding at Lake Rietz to the main gathering ground site at Lake Gülpe (distance 80 km) is at present well documented. Mid-August these geese fly from the local gathering ground at Lake Rietz to Lake Gülpe. This fact has been documented by numerous observations by marked geese.

However, the maximum number of geese at Lake Gülpe is 6000. Since the geese breeding north of Lake Gülpe migrate to the Baltic Sea, a large part of the geese resting at Gülpe must come from southern areas, probably from Poland and northern Czechoslovakia. Unfortunately, this hypothesis is not documented by ring recoveries.

Only a loose cohesion exists between the geese resting at the summer gathering ground. They are mostly organized by some changeable large flocks. With the exception all 6000 geese are concentrated in one large flock on the shore. Such dense flocking only takes place during periods of good weather when the geese are absolutely undisturbed.

The daily activity in summer is characterized by an early flight to the feeding grounds (6.00 – 9.00 a.m.) followed by a period of rest and the cleaning and preening of plumage (9.00 – 17.00 h), and second feeding flight from 5.00 – 8.00 p.m. After disturbances and during bad weather periods the picture varies, and the daily rhythm and the size of the flocks changes from day to day.

Inside the large flocks the families are maintained as stable units. It is interesting to recognize, that the families which have been bred at Lake Gülpe and Lake Rietz, are not irregularly distributed between the other geese, but usually concentrate in groups. This fact leads us to the question of whether or not geese coming from different areas maintain contact inside the whole community.

Evacuation of the main summer gathering grounds

In mid-October the geese evacuate the gathering grounds. The departure doesn't take place as one take-off, but gradually, in flocks of different sizes. The question is obvious, whether geese which fly away as one flock have been growing up in the same area or have been flocked accidentally, unfortunately we still don't have an answer.

The biological importance of open communities

Though the various open communities of the Greylag Goose are formed at different times, at different places, are differently composed, and have peculiarities in ecology and circadian rhythm, they all develop in the same manner: Small flocks living at regional sites gather to larger flocks which at last form the relatively stable resting ground communities.

This survey of the different social structures of the Greylag Goose shows

a very multiform picture. Many questions on mechanism of flock cohesion and structure are open. However, it seems still more important to centre further research on the question of the biological function of the different social groups. Most studies of bird flocking during the last years, has been carried out from the point of view from which the adaptiveness of flocking, is seen as a food function as well as an antipredator function (*Krebs and Barnard 1980; Drent and Swierstra 1977; Drent 1980; Lazarus 1980*). *Lazarus (1980)* in studies on White-fronted Geese has been found that the number of alert animals compared with the number of eating or sleeping birds, relatively decreases depending on the size of the flock, whereby the single individual benefits because in larger flocks it has more time for feeding and resting. Comparable results have been obtained in investigations on the distance between the single birds during feeding and, more distinctly the individual density per area, in relation to their behaviour. The higher the density of geese, the bigger the time budget for food uptake and vice versa.

We have planned to prove these theories in further studies of the Greylag Goose. This species seems to be particularly suitable for studying problems of sociobiology, taking into consideration its richness of social structures in connection with an extremely high capacity of learning.

Further progress in the field of sociobiology and socioethology of the Greylag Goose could be obtained from more individually marked animals, if possible, marked on different places in the entire distribution area and an increase in the intensity of observation.

In principle, the work is directed on the solution of a problem of general importance, namely the biological importance of social life types throughout the kingdom: with that we remain totally at the beginning.

Author's address:
Prof. Dr. E. Rutschke
Zentrale für die Wasser-
vogelforschung der DDR
Pädagogische Hochschule
DDR – 1500 Potsdam

References

- Bauer, K. M. and U. Glutz v. Blotzheim (1968)*: Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Bd. 2. – Frankfurt/M.
- Caraco, Th. (1980)*: Time budget and flocking dynamics. – Acta XVII. Congr. Int. Orn. 2, 807–812.
- Christoleit, E. (1929)*: Bemerkungen zur Biologie der Gänse. – J. Orn. 77, 353–370.
- Delacour, J. (1954)*: The waterfowl of the world, Bd. 1. – London.
- Drent, R. (1980)*: Goose flocks and food exploitation: How the have your cake and eat it. – Acta XVII. Congr. Int. Orn. 2, 800–806.
- Drent, R. and P. Swierstra (1977)*: Goose flocks and food finding field experiments with Barnacle Geese in winter. – Wildfowl 28, 15–20.
- Elder, W. H. (1976)*: Role of the family in the formation of goose flocks. – Wilson Bull. 61, 123, 140.
- Fischer, H. (1965)*: Das Triumphgeschrei der Graugans (*Anser anser*). – Z. Tierpsych. 22, 266–276.
- Hauck, W. and H. Ringleben (1972)*: Über den Mauserzug nichtbrütender Graugänse (*Anser anser*) in nord- und mitteleuropäischen Räumen. – Vogelwarte 26, 257–276.
- Hudec, K. and J. Rooth (1970)*: Die Graugans (*Anser anser*). – NBB 429, Lutherstadt, Wittenberg.

- Kalas, S. (1977):* Ontogenie und Funktion der Rangordnung innerhalb einer Geschwisterschar von Gänsen (*Anser anser*). – Z. Tierpsych. 45, 174–198.
- Krebs, J. R. (1974):* Colonial nesting and social feeding as strategies for exploiting food resources in the Great Blue Heron (*Ardea herodias*). – Behaviour 51, 99–134.
- Krebs, J. R. and C. J. Barnard, (1980):* Comments on the function of flocking in birds. – Acta XVII. Congr. Int. Orn. 2, 195–198.
- Lazarus, J. (1972):* Natural selection and the functions of flocking in birds: a reply to Morton. – Ibis 114, 556–558.
- Lazarus, J. (1978):* Vigilance, flock size and domain of danger size in the White-fronted Goose. – Wildfowl 29, 135–145.
- Lorenz, K. (1964):* Er redete mit dem Vieh, den Vögeln und den Fischen. – München.
- Lorenz, K. and N. Tinbergen, (1938):* Taxis und Instinkt in der Eirollbewegung der Graugans. – Z. Tierpsych. 2, 1–29.
- Mineau, P. and F. Cooke (1979):* Territoriality in Snow Geese or the protection of parenthood – Ryder's and Inglis's hypotheses re-assessed. – Wildfowl 30, 16–19.
- Owen, M. (1980):* Wild Geese of the world. – London.
- Paludan, K. (1965):* Graugasens track og faeldningstrack. – Danska Vildtundersøgelser 12, 1–54.
- Prill, H. (1980):* Gibt es bei der Graugans „Kindergärten“? – Orn. Rdbr. Mecklenbg. (NF) 23, 24–25.
- Sjölander, S. (1980):* A methodical critique of imprinting. – Acta XVII. Congr. Int. Orn. 2, 847–850.
- Young, J. G. (1972):* Breeding biology of feral Greylag Geese in south-west Scotland. – Wildfowl 23, 83–87.

V. EFFECTS OF VARIOUS FACTORS ON THE SIZE OF BREEDING AND RESTING STOCK OF THE GREYLAG GOOSE, *ANSER ANSER L.* IN THE GERMAN DEMOCRATIC REPUBLIC

J. Naacke

1. Introduction

Since fifteen years the Headquarter of Waterfowl Research in the GDR has investigated the population ecology of the Greylag Goose. These activities were supported by numerous amateur ornithologists from all parts of the country.

The knowledge of both stock and changes in the stock is an essential prerequisite for further ecological studies. In the years 1969, 1972 and 1977 counts of the breeding stock were taken.

About 450 permanently populated breeding sites (i.e. water or a place in the wetlands with at least one breeding pair) become known.

Earlier this year a new count of the breeding stock have carried out. The results, however, have not been completed, and so a detailed analysis will be a work for the time to come. Together with counts of the breeders in the GDR counts of non-breeders and migratory birds are taken within the framework of international waterfowl counts.

The south-western border of distribution area of the Greylag Goose in Central-Europe runs through the territory of our country. This area is almost congruent with the area of the lowlands and moraine parts, but it turns out, that the settlement by Greylags is very heterogenous (*Rutschke and Frädrich, 1975*); the main field is the northern interior lowland. From the evidence collected the distribution of the breeding stock in this country may be shown in Fig. 1.

The following part of the present paper will contain a discussion of the present knowledge on both the size and the composition of the Greylag stock in the GDR. This is followed by a discussion of several factors which have a certain effect on the stock.

2. Analysis of the stock

2.1 Breeding stock

In the period between 1969 and 1977 about 450 breeding sites were counted. Approximately 2900 breeding pairs have been observed every year. During the breeding season the percentage of pairs with juveniles was only 65 per cent, i.e. 1920 pairs. Table 1 shows the results gathered in the three counts mentioned above.

There was an increase in the number of pairs in some sites and a decrease in other sites. In some parts of the country the number remained constant.

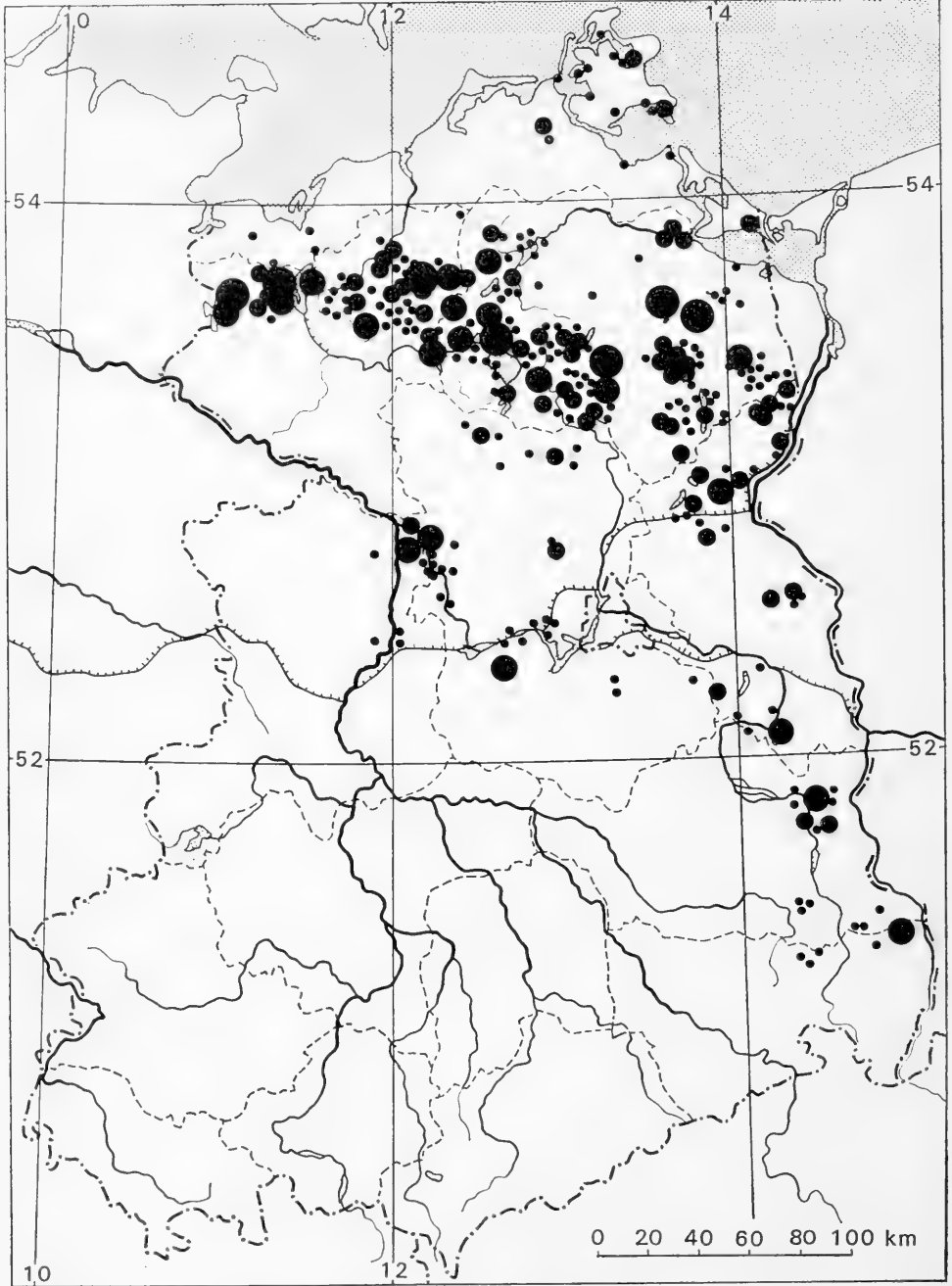


Figure V/1: Distribution of breeding sites of the Greylag Goose in the GDR 1969–1977, depicted in four quantities: 1–5, 6–20, 21–40, more than 40 breeding pairs

Table V/1.

*Number of breeding pairs at the beginning of the breeding season compared to the number of pairs with juveniles in three counts
(each number represents the exact counts only)*

Year	Breeding pairs at the beginning of the breeding period	Pairs with juveniles	%
1969	1505	836	55.6
1972	1289	853	66.2
1977	2293	1379	60.2

Table V/2.

Number of breeding pairs of the Greylag Goose at 58 comparable breeding sites in the GDR during counts in three years

Year	Total number of breeding pairs
1969	773
1972	724
1977	1052

During 1969–1977:
Increase at 20 sites
Decrease at 17 sites
Steadiness at 21 sites

Despite considerable fluctuations from one year to the next there is an increase in the number of breeding adults in the whole distribution area of Greylags.

From 1969 to 1977 1601 successful breeding pairs have been observed with 6015 goslings at the end of the breeding period. This corresponds to an average rate of 3.8 juveniles per breeding pair over the whole period, the range is varying from 2.5 to 6.0. Altogether the differences in the juvenile rates were insignificant in the censuses of the three years.

In 1981 were counted 1363 breeding pairs at 155 sites, where 1280 pairs had bred in 1977 (particularly results from the census of the same sites). Although the number of breeders at similar sites in many cases is different from 1977, the total stock is few increased.

2.2 Non-breeding stock

After returning from the wintering areas the non-breeders gather at the breeding area. They may be found in numerous lakes and wetlands which also serve as breeding sites for the other birds. Non-breeders live in larger open waters with homotypical conditions for their existence. Counting these flocks of non-breeders is very difficult in some places. In densely populated areas an exact determination of the stock is impossible.

At the beginning of moult migration the non-breeders gather at several favourite lakes. The largest aggregations at this time are listed in Table 3.

The total number of indigenous non-breeders was 5000 to 6000 in 1974, whereas it was only 3200 to 3500 in 1975. The number increased to 5300 birds in 1977. A direct relation may only tentatively be assumed between juvenile rate and number of non-breeders, because counts of the breeding stock are not taken annually. The correlation between the annual changes

Table V/3.

*Non-breeding stock of Greylag Goose at gathering places
prior to the onset of moult migration
(average for several years)*

Place	Number of birds
Kooser Wiesen area (Baltic coast)	200
Barther Bodden waters (Baltic coast)	3000
Bock and Großer Werder area (Baltic coast)	150
Lakes Dambeck (Distr. Schwerin)	400
Lake Röggelein (Distr. Schwerin)	400
Lakes Putzar and Galenbeck (Distr. Neubrandenb.)	400
Lakes Ucker (Distr. Neubrandenburg)	100
Lake Tollense (Distr. Neubrandenburg)	150
Lake Müritze, Eastern shore (Distr. Neubrandenb.)	300
Lake Müritze, Penins. Großer Schwerin	650
Lake Krakower, Obersee (Distr. Schwerin)	600
Lake Plau (Distr. Schwerin)	100
Lake Goldberg (Distr. Schwerin)	100
Lake Bolz (Distr. Schwerin)	150
Lake Gätzelow (Distr. Schwerin)	220
Lake Felchow (Distr. Frankfurt a. Oder)	100
Lake Gülpe (Distr. Potsdam)	800

in chronology of the migration and the weather conditions in Central-Europe may be one of the causes for the annual fluctuations (*Früdrich and Lützbarski, 1975*).

2.3 The size of the breeding population of Greylags in the GDR

The total number of a population may be determined from the number of breeding pairs and other given dates, e. g. number of juveniles, number of non-breeders (*Rooth, 1971, Timmerman, 1976, Fog, 1977*).

Normally the percentage of breeders varies from 25 to 35 per cent of the stock at the beginning of breeding season and from 15 to 25 per cent at the end, taking into account exemplary mortality rates.

According to present knowledge approximately 2000 successful breeding pairs with a juvenile rate of 3.8 each a pair give a stock of about 12 000 birds at the end of the annual breeding season. In addition, there are about 5000 indigenous non-breeders. Consequently, the stock of population in the GDR should comprise from 17 000 to 18 000 birds.

Non-breeders which flock shortly before the onset of the moult migration at a small number of gathering places should not be completely counted to the number of the local stock, as a certain percentage of them comes from other parts of Europe. Their number amounts to about 10 000 birds.

Table V/4.

The most important resting places of the Greylag Goose in the GDR in summer and autumn.
Dates given in decades (I, II, III) and months

Resting place	Average maximum summer/autumn	Maximum stock autumn 1979
Rügen Island	14 000 II/Sept.	15 000 II/Sept.
Dänische Wiek	2 000 III/Aug.	5 000 III/Sept.
Darßer Bodden waters		16 000 I/Sept.
Lakes Galenbeck and Putzar	1 500 III/Aug.	4 000 I/Sept.
Lake Röggin	1 100 III/Aug.	
Lake Mickow	500	800
Lake Krakower, Obersee	3 000 II/Aug.	
Lake Tollensee	1 300 III/Aug.	1 200 III/Sept.
Lake Müritzer, Penins.		
Großer Schwerin	1 000 II/Aug.	2 200 I/Sept.
Lake Felchow	1 000 II/Sept.	1 300
Lake Gülpe	3 000 II/Aug.	6 000 I/Oct.

2.4 Stock of resting Greylags in the GDR

After the breeding season most geese leave their breeding places to gather at several main gathering grounds where they reach aggregations of considerable size after the non-breeders have arrived from the moulting sites of Scandinavia and the Netherlands. The maximum concentration is not reached simultaneously in the various places. In some places short-term changes in the stock may be observed even in summer.

The favourite resting places of Greylags in the GDR in summer and autumn are contained in Table 4 and their distribution is shown in Figure 2.

Those resting places where a maximum number between 30 000 and 40 000 birds rest serve as points of their departure to autumn migration (in recent years longer resting periods of large amounts of geese until the second half of October could be observed more frequently).

3. Factors influencing the stock

3.1 Several ecological aspects

The size as well as the amount of changes of the Greylag stock depend first of all on a complex of ecological conditions which characterize the breeding habitat and influence the population development at several waters.

A detailed characterization for breeding sites of Anser and their ecological pretensions is given by Rutschke and Frädrich (1975). These authors have been explained with earlier conceptions (Bauer and Glutz v. Blotzheim 1968, Hudec and Rooth 1970), which have described very widely but not completely characteristics for breeding sites. The differentiated and precisated discussion

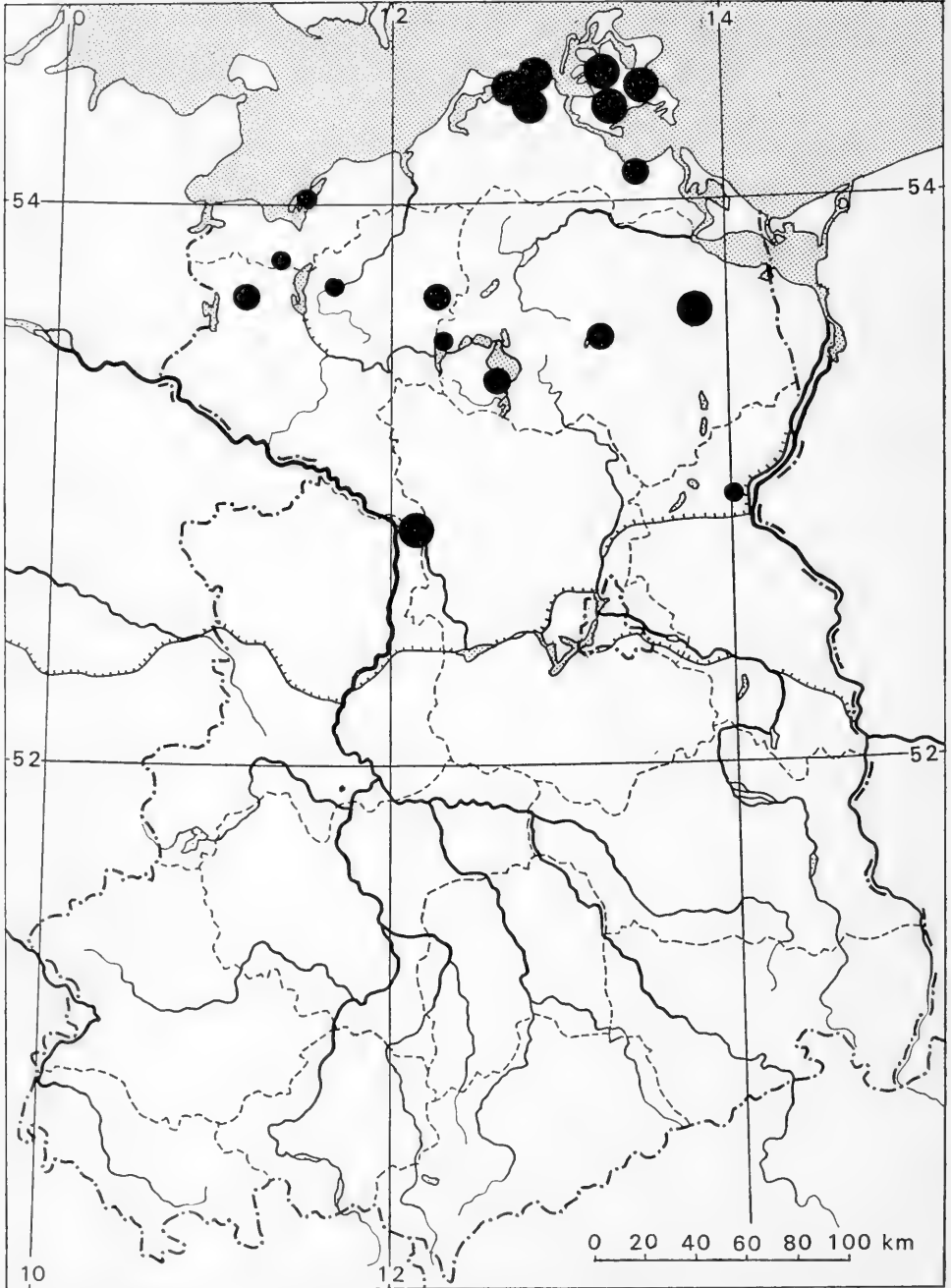


Figure V/2: Distribution of gathering grounds during summer and autumn (average maximum stock in the first half of September, given in three quantities: smaller than 1000, 1000 – 3000, 3000 – 5000 birds)

of the conditions for Greylags breeding in the GDR by *Rutschke* and *Frädrieh* (1975) does much still apply today, so that a further description is unnecessary.

Apart from the general state of the waters the complex of conditions which are pre-requisites for breeding is to be found in many waters of various size, depth and trophy, but this often applies only to small parts of the water or its immediate environment.

The individual features of this complex such as composition of the wetland vegetation, structure of the wetland, condition of the feeding grounds etc. may have a certain range with respect to their quality and quantity, thus results in numerous transitional stages in the composition of the breeding habitat. Thus becomes apparent when we take a look at the sites of a reat number of breeding grounds which have no characteristics related to the type of water: the Greylag nests stand right on the surface soil (dams, islets), on floating old reed or shore vegetation, on hillocks and muskrat burrows, on willow bushes and trees, sometimes in deseted nests of other birds on top of high grees (up to 13 m). In all cases the relatively indisturbedness seems to play a dominant role selecting the respective breeding place.

Very often there are difficulties in discriminating the local waters between the various types of waters (e.g. between highly eutrophic shallow lakes with a developing overgrowth, alkaline peatlands with rudimentary waters, kettle holes, remaining waters in river lowlands). Nevertheless, we tried to assign the actual breeding stock to the various types of waters as shown in Figure 3. Total numbers of breeding pairs at: coastal waters including bodden waters and islands: 40; inland lakes varying from oligo-trophic to

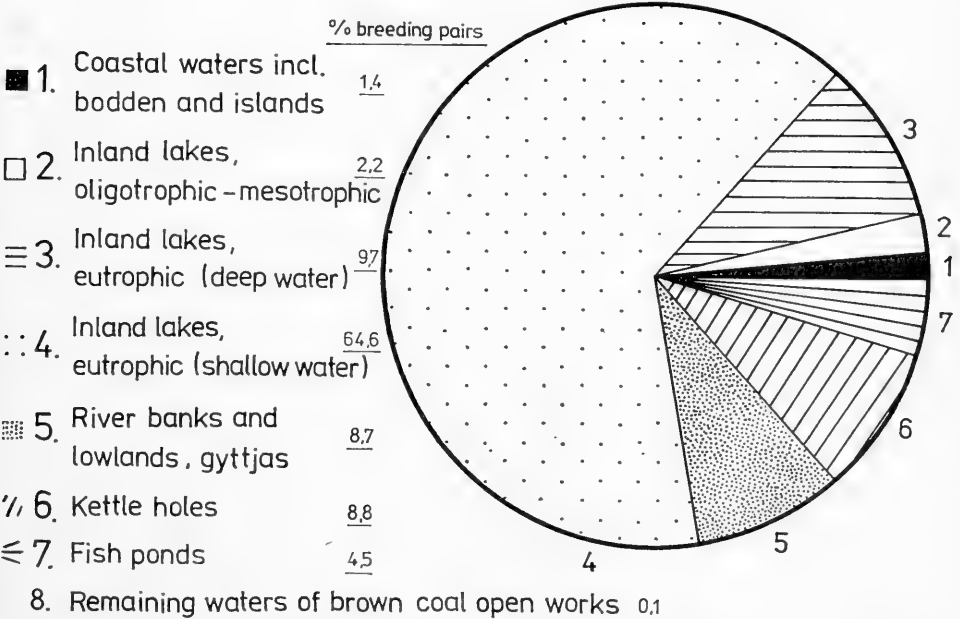


Figure V/3: Distribution of breeding sites of Greylags in various types of waters in the GDR (Typification according to Kalbe, 1981)

mesotrophic type: 64; eutrophic inland lakes (deep water): 280; eutrophic inland lakes (shallow water): 1873; river banks and lowlands, alkaline peat cuttings, gyttjas: 253; kettle holes in fields: 256; fish pond areas: 134; remaining waters of brown coal open works: 3 breeding pairs.

Climatic conditions

The climatic situation may have a considerable effect on the size of the breeding stock. Investigations similar to those by *Kux* and *Hudec* (1970) have not been carried out for the stock in the GDR. However, it seems likely that there is a relation between the relatively high number of breeding pairs in 1977 and the unusually high temperatures (an average up to five degrees) in the months of February and March of that year, as the temperatures were below the average values in 1969 and consequently the number of breeding pairs was lower in many places of the country.

Changes in the water level, especially the rise of the level at the end of winter, cause heavy losses of clutches or dramatically limit the number of possible sites for nests (as in 1981). The moment of changes in the water-level is very important. Perhaps the clutches in nests on a floating foundation are more likely to survive, as such at solid soil.

Influences by predators

Predators especially corvids, Marsh harriers, White-tailed Eagles, and predatory mammals, have mainly a local effect, which often is favoured by disturbances of breeding Greylags by man. However, by means of hunting measures to predatory mammals (fox, marten etc.) the losses of clutches and goslings may be limited.

3.2 Anthropogenic factors

3.2.1 Factors with a positive effect

— Laws by means of which the breeding sites as well as the individual birds are protected: 24.5 per cent of all breeding birds of the Greylag Goose live in wildlife reserves (national trust properties) and some of this areas are international or national important wetlands. Another measure was the establishing of special areas where waterfowl is generally protected. There is existing a catalogue of protective measures for all the areas of the two types and many of them led to an increase in the stock of Greylags. The Greylag Geese are also generally protected from pursuit by non-authorized persons.

— The intensifying of the agricultural production, particularly through large-scale crops, leads to further favourable conditions for breeding and resting geese:

The cultivation of fields and pastures throughout the year including the parts near the waters improves the supply of food especially during the breeding period;

Increasing the yield by increasing the soil fertility and cultivating productive crops improve the supply of food for migrating and resting geese.

— Management:

Complex protective measures for waterfowl have had a positive effect on the breeding stock of the Greylag Goose. The attempts retain a state of the waters as closely to the original state as possible are comprehensive and take into account the complexity of the framework of the conditions. They include protective measures at waters, recultivation (waters in peat cuttings and in formerly brown coal open works), reconstruction of ponds (building of dams and islets). In all cases industrial and agricultural enterprises and governmental organs agree upon measures which improve the conditions for the breeding and resting of waterfowl (flat patches of shores, artificial islands, removal of overgrowth, protection from outside disturbances).

Generally, many of waters which are populated by Greylags today, are resulting of human activities (fish ponds, peat cuttings, gravel pits etc.). Favoured conditions have been developed for occurrence and increase of the Greylag stock (*Rutschke and Frädrich, 1975*).

3.2.2 Factors with a negative effect

— Melioration measures lower the water level and lead to drying and some-time result in the loss of small breeding sites (especially kettle holes in fields). Furthermore, changes in the cultivation of wetlands near shores (because their use as pastures or haycrops are discontinued) lead to decreases in the fitness of feeding grounds and consequently to decrease in the Greylag stock. These factors, however, have only a local effect.

— Hunting does not affect the size of the stock because the annual bags of Greylags are limited.

— We known that birds are repelled from their breeding sites by permanently human disturbances. This factor has still a little importance as many breeding areas are relatively inaccessible. In recent years Greylags were observed to have adjusted themselves to the changes in their environment breed next to human settlements, agricultural facilities and communication routes if a minimum of indisturbedness is given.

Summary

In the GDR, several counts of Greylags were taken within the past ten years giving a survey of the distribution and size of the stocks of breeding birds as well as non-breeders and resting Greylags. At present knowledge the size of the breeding stock runs to approximately 2900 pairs populating about 450 breeding sites, which distribution in the breeding area is very heterogenous. The number of indigenous non-breeding Greylags is about 6000. In summer and autumn a stock of 35 000 to 40 000 Greylag geese rest in few sites at the baltic coast and in the northern inland.

Furthermore, evidence was gathered on the biology and the ecological demands of both breeding and resting birds. There has been an overall increase in the stock despite regional decreases in several years and despite the fact that not all breeding sites are occupied every year.

There have not been enough studies on the vast complex of factors influenc-

ing the sizes of the stock of breeders and resting Greylags. This is also true of the knowledge of the ecological factors at many of the local breeding sites.

There is, however, a preponderance of factors with a favourable effect on the stock, which the influence of human activities is the most important factor. The effectiveness of these factors is enhanced by legal measures. Negative factors only affect stocks in some localities or regions and may be limited to those areas.

Author's address:
Dr. J. Naacke
Zentrale für die Wasser-
vogelforschung der DDR
DDR - 1500 Potsdam
Pädagogische Hochschule

References

- Bauer, K. & U. Glutz von Blotzheim (1968): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 2, Frankfurt a. M.
- Fog, M. (1977): Gänse, Gänseforschung und Gänseprobleme Dänemarks (Mitt. Nr. 44 Wildbiol. Stat. Kalø) Die Vogelwelt 98, 121 - 141.
- Frädrich, J. & H. Litzbarski (1975): Ergebnisse der Bestandserfassung an Rastplätzen der Graugans 1974. Mitt. u. Ber. Zentrale f. d. Wasservogelforschg. Potsdam, 7, 32 - 36.
- Hudec, K. & J. Rooth (1970): Die Graugans. Die Neue Brehm-Bücherei, 1. Edit. No. 429, Wittenberg, Lutherstadt.
- Kalbe, L. (1981): Ökologie der Wasservögel. Die Neue Brehm-Bücherei, 2. Edit., No. 518, Wittenberg Lutherstadt.
- Kux, Z. & K. Hudec (1970): Der Legebeginn bei der Graugans (*Anser anser* L.) in der Tschechoslowakei. Casopis moravskeho musea, Vedy prirodni, 233 - 246.
- Rooth, J. (1971): The occurrence of the Greylag Goose, *Anser anser*, in the western part of its distribution area. Ardea 59, 17 - 27.
- Rutschke, E. & J. Frädrich (1975): Bemerkungen zu den Ansprüchen der Graugans (*Anser anser* L.) an ihr Brutgebiet. Beitr. Jagd- u. Wildforschg. 9, 466 - 480.
- Timmerman, A. (1976): On the occurrence of geese in the western palaeartic. IWRB - Symp. "On the mapping of waterfowl distribution, migration and habitats" S 7, 1 - 9. Alustha, USSR.

VI. ON THE SITUATION OF *ANSER ANSER* IN THE FEDERAL REPUBLIC OF GERMANY

A. Rüger

1. Occurrence

Anser anser is practically restricted to Schleswig-Holstein as a breeding species in the Federal Republic of Germany. Occasional records west of the River Elbe nowadays refer almost exclusively to attempts to introduce the species. In this context occurrences at Lake Dümmer and the Riddags-haus Ponds should be mentioned.

The breeding distribution of *A. anser* in Schleswig-Holstein is restricted to the hilly areas in the east. The main points of concentration are the coastal lakes of the island of Fehmarn, the Lauenburg border wetlands and especially the east Holstein lake area. According to an investigation by *Knief* (1977), nearly two thirds of all breeding sites in 1977 were in the east Holstein lake area.

In Schleswig-Holstein, breeding sites are predominantly on ponds and lakes; when the water-level is sufficient, breeding also occurs in bogs and marshes. Islands are preferred and the nests are often concentrated like colonies. Occasionally breeding is recorded at sites some distance from water.

An essential requirement is that grazing areas with short grass should be available for raising the young.

2. Population size

In the last century there were still natural occurrences of breeding birds west of the Elbe. These came to an end in the first half of this century.

In Schleswig-Holstein, there was also a decrease at the end of the last century (*Rohweder*, 1875). However breeding probably never ceased altogether (*Beckmann*, 1951). According to *Bauer* and *Glutz* (1968) about 170 pairs bred in Schleswig-Holstein in the mid 1960s. The real number of breeding birds was probably higher, however. In the 1970s, a distinct increase has taken place. *Knief* (1977), in a precise study of the population, found 657 pairs with young in 1977, excluding the small population in the Lauenburg border area. The average brood size was 4.1. Altogether, *Knief* estimated the number of breeding pairs in that year at about 1000, of which 700 (70%) were successful (Table 1).

A count in 1978 gave a slight decrease in pairs with young—about 560 excluding Lauenburg, with brood size of about 4.3 per pair. The figure for 1980 was 538 successful breeding pairs (excluding Lauenburg) with a brood size of 4.7 per pair. Studies in 1981 showed a distinct decrease in the breeding population to 410 families, excluding Lauenburg.

Table VI/1.

Population of Anser anser in Schleswig-Holstein

Year	Families	Brood size	Non breeders (May)	Total population		
				August	September	October
1977	657	4.1	2750	8850	6750	1200
1978	560	4.3		7200	7550	1350
1979			2600	8000	6400	2400
1980	538	4.7	2300	6750	6500	1750
1981	410	4.0		6050*	5200*	4500*

* = Excluding Lauenburg breeders

3. Reasons for changes in population size

3.1 Hunting

It is not clear how far the increase in the population in the 1960s is related to restrictions in the open season. Until 1967, *A. anser* could be hunted from 1 August to 25 January. From 1967 the open season was limited to the period between 1 October and 15 January. As a result the species was hardly affected any more by hunting, since as a rule the geese leave Schleswig-Holstein in early October. In 1977 a new open season was introduced, whereby *A. anser* could be shot in Schleswig-Holstein from 1 to 31 August and from 1 November until 31 December. Restriction of shooting to the period before 1000 hours was an innovation. According to rough estimates about 600 *A. anser* have been shot each year since the introduction of the new hunting season in August, while between 1967 and 1977 about 300 geese a year were shot.

3.2. Agriculture

Agricultural measures such as removal of hedges have probably had a certain positive effect on the quality of goose areas in the hilly parts of east Holstein. It is not clear however to what extent the reduction of grassland from 25.4% of the agricultural area in 1970 to 22.4% in 1979 has had a negative effect. At present there is still extensive grassland by lakes and ponds for raising young.

3.3. Tourism

Tourism acts as an increasingly important burden. Schleswig-Holstein is the sixth most popular destination for German tourists. The number of nights spent by tourists in Schleswig-Holstein increased from 15.9 million in 1960/61 to 33.2 million in 1979/80. In the Plön district, which is very important for *A. anser* 1.9 tourist/nights were recorded in 1979/80. The increase in windsurfing on the Schleswig-Holstein lakes since the end of the 1970s should be mentioned. It is obvious that *A. anser's* early breeding season

is the reason why no very marked effects on the breeding population have so far been observed. At the beginning of the tourist season (end of May) the young are, as a rule, nearly full grown. Furthermore *A. anser* shows a strong capacity to learn how to avoid disturbance.

3.4. Other reasons

Overall, the reasons for the changes in population size of this species are probably to be found in the migration and wintering areas. This seems to be the case with the decrease in breeding pairs in 1981, which is clearly connected with conditions in the Spanish wintering-area (Castroviejo *in litt*).

4. Non-breeders

Knief (1977) gave the non-breeding part of the population as 68% of the whole. According to available counts from 1977 to 1980, this in May represents about 2500 birds.

As soon as the young birds are able to fly adequately—at the end of June—a concentration of *A. anser* begins. From the middle of August, *A. anser* is really only to be found at particular summering sites. *Knief's* figures for July suggest that the local breeding population is joined by non-breeders returning from their moulting places and by further birds on passage. Numbers of *A. anser* are at their highest in Schleswig-Holstein in August, with over 8000 birds (Table 1).

5. Conflicts with agriculture

Reduction of agricultural production occurs in cereal fields and grassland.

In the early spring, after the arrival of the geese, cereal fields are visited, particularly by non-breeders and birds on passage. Grazing of the cereals may then restrict their growth. Additional application of fertilizer or loosening of the ground following excessive trampling in wet weather has in some places been necessary.

The breeding birds graze predominantly on grassland, but also on cereal fields if they are very close to water. *Knief's* studies however only revealed serious damage in exceptional cases.

When the geese forage on grassland near the shoreline of breeding area, there are no doubt reductions in production which however are generally restricted to the immediate area of the shore. Competition with cattle grazing in the same area is as a rule tolerated by agricultural interests, especially as the geese often exploit islands and shores which are not used for agriculture. There has been no proof of goose droppings affecting grazing by cattle.

When the young geese have learnt to fly, feeding flights to cereal fields occur. Damage is then caused, particularly in standing winter barley but also in fields of rye and wheat. In his investigation of this subject, *Knief* reached an estimate of 22 000 DM for Schleswig-Holstein in 1977. As soon as stubble fields are available, they are regularly preferred.

Table VI/2.

*Recoveries of the 222 A. anser ringed in
Schleswig-Holstein in 1977*

	1978	1979	1980	1981	Total
Found dead	1	2		1	11
Schleswig-Holstein					
Shot	4	2	1		
Found dead					5
France					
Shot	1	1	2	1	
Found dead					8
Spain					
Shot	4		1	2	
	10	5	4	5	24

After the resowing of the cereals, *A. anser* feeds on winter cereal fields until the departure for the winter quarters. According to agricultural specialists, this grazing definitely leads to a strengthening of the plants, even with modern strains of seed.

6. Ringing

In 1978, a total of 222 *A. anser* was ringed, 100 of them with a further broad white plastic leg-ring, on which a black digit was engraved. It was not possible to analyse the results of this project, since very few rings were read. Twenty-four of the ringed birds have been recovered. Five were found dead, while the others were reported as shot. Table 2. shows clearly that the major part was shot in Spain.

Author's address:
Dr. A. Rüger
Schleswig-Holstein
Hansaring 1, 2300 Kiel
BRD

References

- Bauer – Glutz (1969)*: Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Frankfurt.
- Beckmann, O. (1951)*: Vogelwelt Schleswig-Holsteins, Neumünster.
- Knief, W. (1977)*: Bestandsaufnahme der Graugans und Erfassung der durch diese Gänse auftretenden Schäden, Gutachten für das Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege.
- Knief, W. (1980)*: Zwischenbericht über Bestandserhebungen und Bestandsentwicklung der Graugans in Schleswig-Holstein (unveröffentlicht).
- Rowehder, J. (1975)*: Die Vögel Schleswig-Holsteins und ihr Vorkommen in der Provinz, Husum.
- Rüger, A. (1980)*: Derzeitiger Stand und zukünftige Schwerpunkte des zoologischen Artenschutzes in Schleswig-Holstein, Schriftenreihe der Akademie Sankelmark, Schleswig.
- Rüger, A. (1976)*: In Schleswig-Holstein gefährdete sowie seltene Vogelarten und deren Lebensräume. Corax 5. 151 – 160 p.

VII. SHORT COMMUNICATION ON *ANSER ANSER* IN THE NETHERLANDS, 1970 – 1980, WITH SPECIAL REFERENCE TO OOSTVAARDERSPLASSEN

W. Dubbeldam – E. P. R. Poorter

The continental population of *Anser anser* in western Europe, that winters mainly in the Marismas of the Guadalquivir in southern Spain, increased from 30 000 birds during the 1960s (Rooth, 1971) to at least 50 000 in November 1973 (Dubbeldam, 1978), and to at least 80 000 in December 1980 when this number was counted in the Marismas of the Guadalquivir (Luis Garcia Garido, pers. com.).

The Netherlands, especially the Oostvaardersplassen, a large *Phragmites* marsh in the new Ysselmeerpolder of Southern Flevoland, play an important role in the flyway of this population during nuptial and postnuptial migration and as a moultingplace for non-breeding birds. Suitable ecological conditions and the absence of goose hunting in the Oostvaardersplassen and adjacent agricultural area could have favoured the increase in the population.

During the 1970s, ecological conditions for *Anser anser* in the Netherlands altered. Their major haunts during nuptial and postnuptial migration in the Hollands Diep-Haringvliet in the southwestern part of the Netherlands became of lesser importance after this estuary was dammed off from the sea in 1970. The extent of the stands of rushes (*Scirpus maritimus* and *Scirpus lacustris*) decreased considerably. These stands provided shelter for roosting geese and the underground parts of the plants formed an important food stock.

Table 1 demonstrates the alteration of the percentages of geese in different types of feeding habitat in the Southwestern Estuary in the Netherlands.

Although the geese were forced to change their feeding habits in the area their numbers during autumn migration and winter are at the same levels of 8000 – 10 000 and 3500 – 4000. The number of geese during the period of spring migration, however fell from 10 000 to 1000 – 1500 (Ouweneel, 1981).

The Ysselmeerpolders of North East Polder (pumped dry in 1942) and Eastern Flevoland (pumped dry in 1957) were important haunts for *Anser anser* during the period between the drainage of the bottom of the former lake and the reclamation and cultivation of the soil. Extensive areas of temporary marshland with adjacent extensively cropped state farmland formed an attractive combination of feeding and roosting habitat. When the last reclaimed polder of Southern Flevoland had been pumped dry in May 1968 a permanent extensive marshland was created since 5000 ha. of *Phragmites* marsh and shallow lakes were preserved from drying out and reclamation in 1973. This marshland and adjacent statefarmed land evolved during the following years into an outstanding area for *Anser anser* (Dubbeldam, 1978). Maximum numbers of geese during the period of postnuptial migration are between 20 000 and 30 000 (42 000 in October 1979). Depending on the occurrence of frost

Table VII/1.

Proportion (%) of *Anser anser* on various types of feeding habitat in Southwestern Estuary in the Netherlands (Draayer, 1967 and Ouweneel, 1981)

		1964 – 65	End of 1970s
Autumn migration period	Stands of rushes	32	0
	Grass	16	10
	Sugar beet	52	90
Wintering period	Stands of rushes	32	0
	Grass	68	100
	Sugar beet	—	—
Spring migration period	Stands of rushes	100	0
	Grass	0	100
	Sugar beet	0	0

some hundreds (sometimes up to 6000) geese stay here during winter. Peak numbers of 10 000 to 15 000 are present during the period of nuptial migration.

During the first years the food of the geese consisted mainly of *Phragmites australis* and *Typha latifolia*. The preference for rhizomes of *Typha latifolia* was distinguished as a new feeding habit (Dubbeldam, 1978). In order to prevent the marsh from becoming completely overgrown with reeds, the water level in the marsh was raised in 1975. The aim was twofold: to slow down the germination of *Phragmites* and *Typha* from seed and to enable the geese to wash out the roots of these plants from the clay-soil by dabbling and to enable the birds to wash their bills while eating. As a result of this measure to control the vegetation, *Typha latifolia* was nearly exterminated from the area and dense reedstands were thinned out as well as reduced in total area. Resulting from the disappearance of *Typha latifolia*—with its relatively shallow growing rhizomes an easily obtainable food—the geese partly shifted their feeding area to surrounding stubble fields with spilled cereal grains and barley seedlings and to fields with young winter rape plants in autumn and to grass ley and barley and wheat crops in winter and spring (Table 2).

The Oostvaardersplassen have become the moulting place for one of the largest flocks of non-breeding *Anser anser* in western Europe in the last five years. More than 6000 of these birds pass the period of wing moult in the area. The food consists mainly of grass during the one or two weeks prior to moulting and of leaves of *Phragmites* during the moulting period. The numbers of geese on the other two moulting places in the Netherlands, Steile Bank (peak numbers of 2000 to 5000 geese in the start of the 1960s) and Ventjagersplaten (peak number of 1100 in the end of the 1960s) have greatly decreased.

Since 1909 when *Anser anser* disappeared as a breeding-bird in the Netherlands it was found breeding from 1948 up to and including 1952 and in 1962 and 1963 in the Ysselmeerpolders as the only place in the Netherlands (Dubbeldam, 1978).

Table VII/2.

Proportion (%) of *Anser anser* in various types of feeding habitat in Flevoland during autumn and spring migration before (Aug. 1972–April 1975) and after (Aug. 1976–April 1980) the water level of the marshland was raised

	Marsh- land	Grass- ley	Cereals	Stubble- fields	Winter rape	Ploughed
AUG. – DEC.						
1972 – 1974	60	2	1	19	9	8
1976 – 1979	10	1	4	41	38	8
JAN. – APR.						
1973 – 1975	83	9	8	0	0	0
1977 – 1980	46	23	25	1	3	2

Since 1970, two years after Southern Flevoland had been pumped dry, *Anser anser* has become a breeding bird of the new marshland. The number of pairs of breeding birds in the Oostvaardersplassen has increased to about 200 since then. From this population the geese established themselves as breeding birds in a number of other localities in the Netherlands. Apart from these spontaneous settlements, totalling about 250 pairs, *Anser anser* was introduced in the province of Friesland (about 70 pairs now) and settled as a breeding bird in Zeeuws Vlaanderen from ancestors escaped from Zwin aviary on the Belgium border. *Anser anser* is a key factor in the ecosystem of that open *Phragmites* marsh of the Oostvaardersplassen (Poorter, 1979). Without any natural or artificial control of the vegetation, the open spaces in the marshland would quickly be covered by *Phragmites australis* and other marshplants and the marsh would lose its function as a place for shelter and food to many waterfowl species.

The main effects of the activities of the geese on the vegetation are:

- preventing the extension of the marsh vegetation by seedlings of *Phragmites* and *Typha*. Seedlings that have been massively germinated on the naked mineral soil during dry summers are removed by the geese in autumn;
- repelling the vegetational extension of *Phragmites* and locally forcing back *Phragmites* stands in summer.
Stems and leaves of *Phragmites* are intensively grazed and damaged by the geese in summer during their moulting period. Following recovery of the plants in July and August the fresh leaves and stems are consumed or damaged again in September and early October.
- Forcing back the vegetation of *Phragmites* and *Typha* in autumn and winter. Roots and rhizomes of these plant species are consumed by the geese in autumn and winter.

Apart from vegetation control, the geese could play an important role in the ecosystem of the marsh by fertilizing the water and feeding the detritus food

chain. About 80% of the consumed plant material is defecated smashed and undigested into the water (Owen, 1972).

Author's address:
W. Dubbeldam
E. P. R. Poorter
Ysselmeerpolders Development
Authority
Zuiderwagenplein 2
Bx 600
8200 AD Lelystad
Holland

References

- Draayer, L. J. (1967):* Terreinkeus en voedsel van de grauwe gans in het Hollands Diep – Haringvlietgebied. RIVON report.
- Dubbeldam, W. (1978):* De grauwe gans, *Anser anser*, in Flevoland in 1972 – 1975. *Limosa* 51: 6 – 30.
- Ouweneel, G. L. (1981):* Aantalsveranderingen bij de grauwe gans (*Anser anser*) langs het Hollands Diep – Haringvliet. *Watervogels* 6: 13 – 18.
- Owen, M. (1972):* Some factors affecting food intake and selection in White-fronted geese. *J. Anim. Ecol.* 41: 79 – 92.
- Poorter, E. P. R. (1979):* De Oostvaardersplassen, een nieuw natuurgebied in Nederland. *De Lepelaar* 60: 36 – 39 en 60.
- Rooth, J. (1971):* The occurrence of the Grey-lag Goose *Anser anser* in the western part of its distribution area. *Ardea* 59: 17 – 27.

VIII. THE GREY-LEG GOOSE IN HUNGARY

Cs. Aradi—G. Kovács

The Grey-leg Goose (*Anser anser*) has a discontinuous distribution in the Palearctic—according to its ecological requirements. It is missing from vast areas due to human activity or its population is decimated.

The Karpathian basin and in it Hungary is an important breeding area for the Grey-leg besides, one should not forget its meaning for migration though data are rather lacking here.

There are two main breeding grounds in the Karpathian basin—the Hortobágy and the lake Fertő or Neusiedler See. The facts show that even on the most stabile breeding grounds there are high—up to 100%—oscillations in population (Table 3). These oscillations result from re-grouping. In our opinion there is a dinamical exchange among breeding grounds in the Karpathian basin, there is no sign for isolation and thus the population is genetically unanimous.

In Hungary the Grey-leg was a frequent species up to the late last century. They frequented especially lake Fertő, the Ecsed swamps, Nagyberek and Sárrét.

In the reduction of the Grey-leg in Hungary the decisive role had the drainages, river-regulations and besides and later the intensification of the agriculture which changed not only the breeding grounds but even the feeding ones and last but not least the hunting.

During the XIXth century many breeding grounds ceased to exist e.g. Ecsed swamps. Habitats favourable ecologically and ethologically were running out the population was decimated.

There were but some more extensive near-natural habitats ensuring their survival. In this critical period a slow adaptation could have taken place which later enabled the population to increase, a process going on even today. This adaptation is felt best in a broadening ecological valency. The human activity meant not only destruction to the Grey-leg but also new possibilities. Especially the positive effects due to building of bigger reservoirs and fishponds are to be mentioned.

During the decades after the turn of the century the deep was reached, then came a long stagnation and later—as result of nature protection efforts—arrived the slow recovery. This is felt already in the fifties and became balanced and more determined in the sixties. The beginning of this period was marked by the existence of only four breeding grounds: lake Fertő, lake Velence, lake Kisbalaton and Hortobágy. In 1965 Sterbetz estimated that the Hungarian population is 250 pairs, the bulk of it is described—140 pairs—

from the Hortobágy – halastó (fish-pond), Kunkápolnás swamp. These areas today belong to the Hortobágy National Park.

Present study is a summary of the data of the last decade as to breeding, migration, movements of the Grey-leg, in case of population change evaluation with regard to earlier information.

The Hortobágy area, investigated by the authors is considered most detailed but not omitting the characteristics of other important breeding grounds in the country – lake Fertő, Velence, Kiskun National Park, lake Kisbalaton.

For providing information we express our thanks to following colleges: *Bankovics Attila* (Ornith. I. OKTH), *Bécsy László* (Állatvilág zool. magazin), *Kárpáti László* (Sopron, Forestry Univ.), *Schmidt Egon* (Állatvilág), *dr. Sterbetz István* (OKTH Ornith. Inst.).

Breeding habitat characteristics in Hortobágy N. P.

The Hortobágy N. P. affords breeding possibilities for the biggest population in the country on its 70 000 ha area, taken into account also the attached reserves. The stable and temporary swamps, fish-ponds, arable land in the rand zone lying scattered in the vast puszta provide favourable conditions for the Grey-leg to breed.

The nests are found predominantly in old reed (*Phragmites communis*), reedmace (*Typha angustifolia*, *T. latifolia*), rush (*Schoenoplectus tabernaemontani*). The distribution of nests according vegetation is shown in Table 1.

It settles predominantly in the rank zone, in clearings, near open water, avoiding dense uninterrupted vegetation.

Table VIII/1.

Distribution of Grey-leg Goose nests examined in Hortobágy N. P. according vegetation units

Vegetation	Nests	%
<i>Phragmites communis</i>	92	73.6
<i>Typha angustifolia</i> <i>et latifolia</i>	9	7.2
<i>Schoenoplectus</i> <i>tabernaemontani</i>	17	13.6
<i>Bolboschoenus</i> <i>maritimus</i>	4	3.2
<i>Glyceria maxima</i>	2	1.6
<i>Agrostis stolonifera</i> <i>Beckmannia eruciformis</i>	1	0.8

Table VIII/2.

Species nesting in colony with Grey-leg Goose

	Nests	
	central	rand
Purple Heron (<i>A. purpurea</i>)	1	6
Spoonbill (<i>P. leucordia</i>)	2	10
Great White Egret (<i>E. alba</i>)	1	1

It was found nesting frequently with other species. With regard to its early breeding this is, however, not a real proof for its social breeding tendency (see Table 2).

According to our observations — though there are no data from the ethologically critical period of colony forming — there is only insignificant inter-specific intolerancy, the heterotypical colony-forming tendency of the Grey-leg is to be regarded neutral.

When regarding the colony-forming on the Hortobágy there are two phenomena worth to mention to be considered at any rate when organising active protection of this species.

1. Within traditional breeding grounds the use of ecologically different nesting places.

2. Use of temporary marshes when water-stand is low.

The first signs of the population increase were recorded on the fish-ponds. This was repeated in the Kunkápolnás swamps. The increase is perpetually becoming quick but at the same time an other phenomenon becomes apparent — the breeding population oscillates on both places.

The beginning of the oscillation is in terms of time identical — and may be to be explained — with settlement in new habitats. In the seventies the optimal breeding grounds were saturated and the Grey-leg appeared in temporary marshes and smaller reed-bulrush patches.

Table 3. informs on the present Grey-leg population according habitats.

Besides the breeding grounds indicated there are also other ones in temporary waters, smaller marshes.

With regard to these facts the population of the National Park may be estimated as 400 — 500 pairs.

The Grey-leg arrives home very early, frequently before other species and possibly these are of the local population.

Spring arrival — 1973. 02. 24.

1974. 02. 01.

1975. 02. 16.

1976. 02. 22.

1977. 02. 06.

1978. 02. 12.

1979. 02. 12.

1980. 02. 05.

1981. 02. 08.

Table VIII/3.

Present Grey-leg Goose population of Hortobágy

1. Fish-ponds

	Minimum	Maximum
Hortobágyi halastó	40	80
Fényes tavak	6	12
Csécsmocsári tavak	6	15
Derzsi tavak	5	8
Elepi tavak	5	15
Kónyai tavak	8	15
Ohat-Gyökörkúti tavak	5	10
Kungyörgyi tavak	3	8
Borsósi tavak	8	12
Virágoskúti tavak	20	30
	109	205
	average 157	

2. Stable swamps

	Minimum	Maximum
Kunkápolnási mocsár	40	100
Jusztus-Feketerét	15	30
	55	130
	average 92.5	

3. Temporary swamps

	Minimum	Maximum
Nyári járás-Fecskerét	5	14
Angyalházi Nagyrét	10	15
Csikósér—Nagyág-ér	3	5
Polturás lapos	1	6
Zámi mocsarak	8	15
Ágotai mocsarak	3	5
Kecsépusztai mocsarak	15	25
Boca lapos	8	10
Feketeér – Liba lapos	6	10
Szelencési vizek	2	8
Dankó mocsár	10	15
Máta-pusztai mocsarak	1	3
Kincses lapos	0	2
	72	133
	average 102.5	

4. *Running waters, channels*

A HC
Nyá'





A HORTOBÁGYI NEMZETI PARK

Nyárilúd fészkelőhelyek a HNP területén



Figure VIII/1: Grey-lag Goose breeding grounds in Hortobágy N. P. Explanation: 1. County, village boundary, 2. Settlement, 3. Roadside inn, 4. Road, 5. Railway, 6. Running water or channel, 7. Lake, fish-pond, 8. Swamp and reed, 9. Wood, 10. National Park boundary, 11. Reserve (Nature Conservation Territory) boundary, 12. Breeding ground of Grey-lag Goose

Table VIII/3.

Present Grey-leg Goose popula

1 Fish ponds

4. Running waters, channels

	Minimum	Maximum
Hortobágy folyó	2	5
Kadarcas – Kösely	8	15
	10	20
	average 15	

5. Reservoirs

	Minimum	Maximum
Tiszafüredi Madárrezervátum (Tisza II)	3	8
reserve Tisza II.	30	50
not protected	33	58
	average 45.5	

6. Inundation areas, oxbows

	Minimum	Maximum
Nagy Kácsás	2	10

After arrival the pairs occupy their breeding grounds at once. Bigger flocks are seen only exceptionally – as on 1981. February 28th on the Fishpond 500.

The pair-bond exists probably even during migration. During early breeding period the geese are very active, display-flying near the future nest. The flocking tendency disappears. The activity of pairs decreases quickly during nest-building and especially during egg-laying. At this time – with some delay in contrast to breeding ones – the immatures display territorial activity. It declines also in them gradually and the immatures displaying territorial and even partially mating behaviour, form flocks. These flocks arrive together to feeding grounds, but separate from the breeding pairs.

The Grey-leg clutch was formed of 4–6 eggs similar to literature data. The families have mostly 3–4, infrequently 5, rarely less than 3 young. In one case a pair having 11 young was observed, but in other ones only two young hatched.

In the Grey-leg the territorial activity is not strong which may have connection to its high sociability in other life-cycles. Aggressivity is shown most frequently when occupying nesting-place or in case of too near neigh-

hours. Agressivity becomes more frequent on the feeding grounds, but this is reduced—especially when in formation—to some ritualised movements, ensuring ranking and occupation of feeding grounds.

It was observed that foot-pathes led from some nests to the nearest feeding grounds.

During breeding and rearing—on undisturbed areas—they do not fly much, except the early and late hours. On these occasions it is possible that the male joins the female. Between the nest and the feeding grounds they prefer to travel on foot or swimming. The male has predominantly guarding duty, but leaves frequently its duty for longer periods.

For the birds nesting in natural surroundings the feeding grounds are the meadow zones of the swamps and the nearby natron puszta. The swamp breeders feed on leaves of aquatic plants of the clearings (*Stratiotes aloides*) too.

In undisturbed feeding areas the geese may be seen during all the day, but first of all during the time mentioned. It was observed that until spring when the cottages were not yet populated or there were no animals the geese fed in the open far from the swamps even right at the cottages. After repopulation they changed feeding grounds and even feeding time preferring from then on the early and late hours.

The fish-pond nesters arrive to feeding grounds—fish-pond dams—rather at dark, even at midnight. The flying young attend the dams nondeterred during daytime, but the moulting adults hide in the reed.

When the young hatch the families prefer the nearest feeding grounds. As the young grow they increase the action area, but never exceeds 400—500 ms. They leave protected reed-bulrush rands only as far as 50—100 ms. If they feel danger they disappear into the thicket, the minimum escape distance in the open means at best 300—400 ms. If they are surprised in the open, the adults—sometimes even the young—lay on the earth with neck stretched—as a breeding female on the nest in case of danger.

If the young are now approached the adults may escape feigning injury (ambivalent behaviour in conflict) or circle overhead, or fly into the reed calling the young. In a case the majority of adults took to flight and only some remained to lead the assembled young into the reed.

As the young grow the nest-centralised territories are abandoned and the geese gather near the best feeding areas. The socialibility increases as the young begin to fly and then together with the immatures the flocks gather remaining until mid-autumn. The two main gathering places of the Grey-leg are the big fish-pond (Halastó) and the Kunkápolnás marshes. Already late July or in August flocks by hundreds or 1—2 thousand gather here. They flight between the daytime feeding places and the sleeping waters becomes regular (Table 4).

The biggest flocks are generally seen in the dry, emptied fish-ponds. If on the fish-ponds over 1000 were observed they gathered in the dry ones. This is an ideal resting place for them as a starting point to the feeding grounds, the puszta. At this time the action area increases. It is remarkable that, although there are many similar feeding grounds, they prefer certain areas since decades. This phenomenon as a result of learning may be important when considering protection.

During spring and especially autumn they are observed frequently in

Table VIII/4.

Gathering data from Hortobágy

	Area	Numbers
<i>1974</i>		
26. 07.	Hortobágy – Halastó	179
05. 08.	Hortobágy – Halastó	300
15. 08.	Hortobágy – Halastó	300
<i>1975</i>		
04. 07.	Hortobágy – Halastó	150
13. 07.	Hortobágy – Halastó	236
16. 07.	Hortobágy – Halastó	700
17. 07.	Hortobágy – Halastó	783
05. 09.	Kecskés	727
09. 09.	Pentezug	160
10. 09.	Zám	110
14. 09.	Hortobágy – Halastó	907
<i>1976</i>		
29. 08.	Hortobágy – Halastó	470
04. 09.	Nagyiván	150
06. 09.	Kecskés	120
15. 09.	Nagyiván	113
09. 10.	Darvas	300
10. 10.	Hortobágy – Halastó	850
14. 10.	Nagyiván	800
16. 10.	Hortobágy – Halastó	850
17. 10.	Kunmadaras	300
09. 11.	Nagyiván	1300
12. 11.	Nagyiván	1500
18. 11.	Zám	400
23. 11.	Kunmadaras	500
25. 11.	Darvas	221
<i>1977</i>		
10. 07.	Hortobágy – Halastó	750
23. 07.	Csécsi tó	260
25. 07.	Hortobágy – Halastó	850
12. 08.	Cserepes	240
24. 08.	Nagyiván	500
26. 08.	Hortobágy – Halastó	600
07. 09.	Darvas	800
17. 09.	Halastó	1300
06. 10.	Kis-Kecskés	250
08. 10.	Nagyiván	500
14. 10.	Darvas	600
15. 10.	Halastó	400
05. 11.	Kecskés	300

Table VIII/4.

	Area	Numbers
<i>1978</i>		
01. 07.	Csécsi tó	150
20. 08.	Nagyiván	300
12. 10.	Csécsi tó	400
<i>1979</i>		
03. 08.	Hortobágy – Halastó	kb. 5500
18. 08.	Hortobágy – Halastó	500
30. 08.	Hortobágy – Halastó	1200
05. 09.	Hortobágy – Halastó	1000
16. 09.	Nagyiván	200
18. 11.	Feketerét	120
23. 11.	Darvas	400
<i>1980</i>		
16. 09.	Hortobágy – Halastó	220
28. 09.	Hortobágy – Halastó	360
17. 11.	Hortobágy – Halastó	kb. 3000

mixed groups with other geese, frequently in smaller units inside the big flocks. Data on the migration of other more northerly populations are very vague thus there is no possibility to evaluate the habitats of the country in this respect. For all that has to be mentioned that there are reports of big migrating flocks from areas where its breeding is unclear or rare (Tata). The flocks observed, however, do not exceed the population of breeding areas and so it is difficult to tell – without ringing – where they belong.

Winter data

In winter they appear on the Hortobágy temporarily or during thaw or milder periods of 1–2 weeks in White-fronted Goose (*Anser albifrons*) flocks.

Kunmadaras puszta	1976. 12. 18.	7
Darvas (lake)	1977. 12. 09.	7
Csukás	1979. 12. 08.	69
Kunmadaras puszta	1980. 12. 31.	2

Other breeding grounds in Tiszántúl (east of r. Tisza). There are breeding data from other areas of Tiszántúl. It is a pity that many territories are not known and thus there is no possibility to make a real picture. South of the Hortobágy in C. Bihar it breeds scarcely or by occasion (Derecske, Konyár, Esztár, Pocsaj, Bojt).

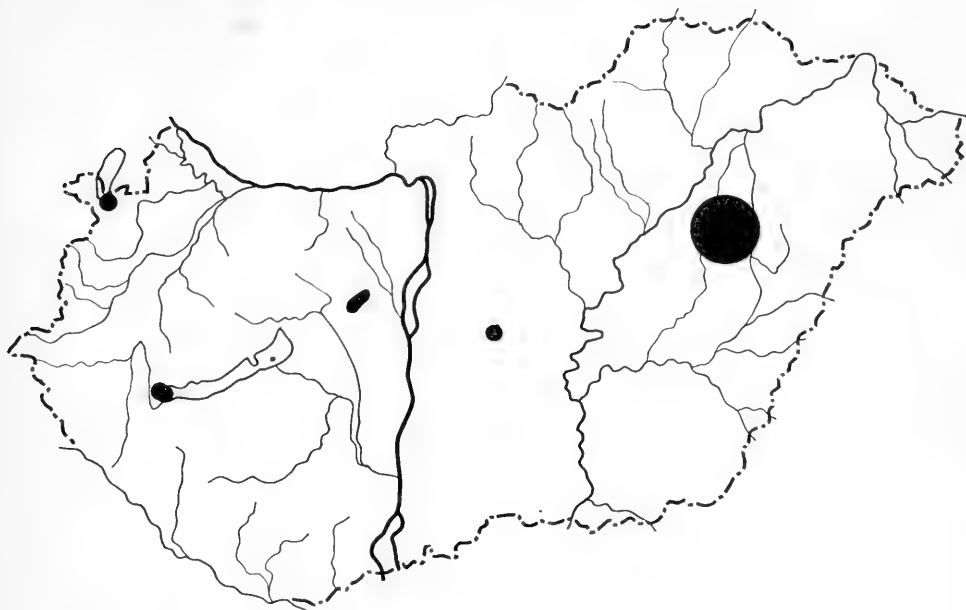


Figure VIII/2: Important breeding grounds in Hungary

Regular breeding was stated only between Hosszúpályi and Konyár on the Nagyfehértó and between Konyár and Esztár in the reeds. The population is roughly 5–6 pairs, during migration and gathering 60–70 were observed only.

It is a regular breeder on the fish-ponds at Biharugra visiting it during migration in bigger flocks – 280 on 1972. Nov. 17th.

At Kardoskút Co. Békés it is a regular migrant sometimes in bigger flocks – 150 on 1970. Oct. 18th (Sterbetz).

Important breeding grounds in Hungary

Lake Fertő

According Kárpáti László the breeding population of the lake is around 500 pairs, but of it only 50 breeds on the Hungarian side.

Its typical habitat is the closed or partly interrupted reed. It occurs not so frequently in reedbulrush associations.

On occasions nests on *Ondatra cibetica* cones are built. The feeding grounds of the families are on meadows (*Agrostidetum*) near the chanel dams and *Carietum distantis* association in the rand zones.

In contrast to Hortobágy it occurs the whole year round even in winter on

the lake Fertő. There is an other difference namely in spring big flocks occur, especially on the Austrian side, exceeding even thousand.

The prolonged reed-harvest, extending into the breeding season is a serious nature conservation problem, probably the main cause for the stagnation of the population on the Hungarian side.

Kisbalaton

In 1979 there were cc 120 pairs, in 1980 60 – 70 pairs breeding according to reports from the warden. During migration only middle numbers were registered – 120 on 1981. 03. 14.

On the other side of the lake Balaton at Tihany on the lake Külső 3 pairs breed.

An important observation area is at late summer the southwestern corner of the lake between Fonyód and Keszthely.

Lake Velence (Dinnyés)

Data by *Bécsy László* and *Schmidt Egon*.

In two reserves (1000 ha) there is a breeding population of 30 – 35 pairs. In 1977 it was very high with 70. In 1981 90 pairs were reported.

The breeding area is typical reed, bulrush with clearings and homogenous reed.

The feeding grounds are 50 – 100 ms from the water on meadows.

Spring arrivals 1977. 02. 10.

1979. 02. 17.

1981. 02. 03.

The clutches consist of 3 – 4 eggs resp. young, but there are many with only two young. In 1981 relatively more – 5 – 6 – families were found with 4 – 5 young.

There are disturbances due to human activity, especially helicopters low overhead frightening breeding birds even off nest.

There are few data as to autumn-summer gatherings and no data for winter, but 200 were seen on 1980. 11. 16.

Kiskun National Park

Data by *Bankovics Attila*.

The most important breeding area here is the Kistrét near Szabadszállás, but there are some in Zabszék, Pipásrét, Kelemenszék near Fülöpszállás lake Kondor at Fülöpháza and lake Kolon at Izsák.

It may breed on lake Péteri in the future.

The breeding population in mentioned localities was between 1978 – 81 as follows:

	1978	1979	1980	1981
Kistrét	30	15	18	15
Zabszék	6	10	10	10
Pipásrét	—	5	5	8
Kelemenszék	—	—	8	4
Kondor lake	2	2	2	2
Kolon lake	10	5	5	5

Among mentioned breeding grounds those nesting on Kistrét inhabit extended reed (*Phragmitetum*). The waterstand is more stable than in other Kiskun lakes, it dried only in 1979. The overexploiting, cut of the reed-harvest is a problem.

The geese find feeding grounds near the nests in a distance of 200–400 ms, partly on islets, partly in the lake's rand zone.

Among the late summer gatherings the one on Kelemenszék is the most important collecting 3–400 in August. South of the Park the Pusztaszer lakes are also to mention where 1200 were observed on 1975. 11. 15th and 1000 on December 17th (*Molnár L.*).

Problems and possibilities in Grey-leg Goose protection

There were well known effects due to changes in past on the distribution of the Grey-leg Goose. The population recovery due to protection and other factors was mentioned also by present study.

In the present situation the further increase of the population is hampered by the mechanised total reed-cut. This same problem in Hortobágy and Kiskun N. P.-s and on lake Fertő require careful solution as the reed-production played since ancient times a role in maintaining certain habitats.

To increase and protect the population there are various possibilities not yet elaborated.

Ecology

1. Maintain, conserve present breeding grounds, regulation of reed-harvest.
2. Conservation of feeding grounds.
3. Reconstruction of abandoned ancient breeding grounds.

It is favourable to concentrate these reconstructions in areas with strong populations.

Ethology

1. Full undisturbance especially at onset of breeding and during incubation.
2. Full undisturbance of feeding and gathering grounds.

Protection practice

In southern Hortobágy N. P. (Kunkápolnás swamps) there are experiments going on since four years to increase the population of the Grey-leg Goose with artificial nest-bases. The base is formed from reed-bounds and situated in reed (*Phragmites*), thin-leaved reedmace (*Typha angustifolia*) and bulrush (*Bolboschoenetes maritimus*). The last two habitats are infrequently occupied by the geese, but in reed the occupancy reached 90%.

This protection possibility has an especially good effect in intensive reed-management if there are some remaining reed-patches along channels, etc.

During the study we received many valuable data from veterinary *dr. Radó András* and herdsman knowing the area exceptionally – we are thankful to all of them.

Author's address:
Dr. Aradi Csaba
Dr. Kovács Gábor
Debrecen Pf. 109
H – 4002

References

- Aradi Csaba (1972)*: Ornithológiai vizsgálatok a Hortobágy egy jellegzetes szikespusztai, szikes mocsári élőhelyén. Debrecen, KLTE kézirat 1 – 223.
- Geréby György (1968)*: Nyári ludak költése Baranyában. *Aquila* 75. évf. 295 – 296.
- Kovács Gábor (1977)*: A hortobágyi halastavak madárvilágának dinamikája. Doktori értekezés 89. p.
- Kovács Gábor (1977)*: Nyári lúd... Madártani Tájékoztató 1977. IX – XII. 6. p.
- Kovács Gábor (1980)*: Néhány korai vonulási adat. Madártani Tájékoztató 1980. VII – IX. 22. p.
- Kovács Gábor (1980)*: Faunisztikai adatok a Hortobágy nyári madárvilágáról. Madártani Tájékoztató 1980. X – XII. 18 – 19. p.
- Rhédey Zoltán (1930)*: Nyári ludak a Hortobágyon. *Nimród Vadászlap* 30. évf. p. 220.
- Sterbetz István (1957)*: A kékcőrű réce és a nyári lúd. *Magyar Vadász* 10. évf. 6. sz. p. 14 – 15.
- Sterbetz István (1966)*: A nyári lúd (*Anser anser rubrirostris* Swinh.) természetvédelmi problémái Magyarországon. *Állattani Közlemények* LIII. 131 – 133. p.
- Traser György (1974)*: Képek a Fertő-tó mai madárvilágából. *Búvár* 29. évf. p. 348 – 350.
- Udvardy Miklós (1941)*: A Hortobágy madárvilága. Debrecen, p. 1 – 82. *Tisia* 5. évf. p. 92 – 158.
- Vasvári Miklós (1930)*: Megjegyzések a nyári lúdról. *Nimród Vadászújság* 18. évf. p. 530 – 531.

IX. *ANSER ANSER* IN TUNISIA

M. Smart

Historical position

A. anser has long been a winter visitor in good numbers to Tunisia. Blanchet (whose notes were not published until 1955, though they had been written in the 1940s on observations in the 1920s and 1930s) calls the species "a very regular visitor" and notes that "flocks, sometimes quite large, stay from November to March in the Ichkeul marshes, especially in the northwest part, at the stuary of the Oued Sejenane". Heim de Balsac and Mayaud (1962) echo *Blanchet's* views, adding that *Zedlitz* (1923) had recorded an "exceptional" case of nesting at Lake Fetzara nearby in Algeria.

The author, who lived in Tunisia in the 1960s, took part in goose counts organized at west Palearctic level by IWRB's Goose Research Group, the results of which were published by *Timmerman et al.* (1976). His observations from the 1960s, together with some counts he made during return visits in the 1970s are summarized in University College London (1977), and include peak counts at Ichkeul of 7000 (January 1969), 9250 (January 1974) and 6600 (December 1975).

Ichkeul, in northwest Tunisia, is the only site in Tunisia where *A. anser* occurs regularly in numbers. The species is recorded in smaller numbers further up the Sejenane valley at Sidi Mecherig, and there is another sizeable wintering flock, just across the border in Algeria, in the plain of the Oued el Kebir (especially at Garaet Mekhada) where 5000 were recorded in 1977 and 8000 in 1978 (*Van Dijk and Ledant* in press). Ichkeul and Mekhada are clearly the two major North African sites.

The origin of the Ichkeul birds is well attested by a series of ringing recoveries. Most come from Czechoslovakia (4 adults, 4 young birds); there is one from Lake Neusiedl in Austria (ringed as a gosling), two post-juveniles from Poland, and, rather surprisingly two from as far west as Sweden (a gosling from Uppland and an adult, presumably moulting, from Gotland).

Despite careful searching at Tunisia's many other major wetlands, the author has only ever seen the odd straggler, at very infrequent intervals, at Lake of Tunis, Garaet el Kebira (near Fahs), Sebkhet Sidi Khalifa and Garaet Hadj Kacem. It is possible that these birds had overshot Ichkeul, but since the sites are much further to the south and east it is likely that their departure point from the northern shores of the Mediterranean was Yugoslavia or the Balkans. This seems the more probable as they were in the company of other geese species, rarely recorded at Ichkeul.

The feeding behaviour of *A. anser* at Ichkeul has always been strikingly different from that familiar in most of the winter range (*Cramp et al.*, 1977). Instead of grazing on grassland the birds feed in the shallow waters of the lake

often upending like swans or dabbling ducks to reach submerged vegetation and coming to dry land only to rest. The ecological conditions of the lake and the surrounding winter-flooded marshes have undergone very little change in recent years, and the geese have not been obliged to adapt their traditional feeding habits. In most of the other great North African freshwater lakes (eg Lake Fetzara) drainage works have produced massive ecological change.

Recent information

Much valuable new detail has been provided by the work, as yet unpublished, of M. Fay, an American botanist and ornithologist, who worked full time for two years from mid-1978 at Ichkeul in connection with the establishment of the National Park. He noted first arrivals of *A. anser* in mid October, numbers rising rapidly to a peak of 12 000 birds in early December (counts of 10 000 on 10 December 1978, 9000 on 20 December 1979), with a normal midwinter figure of 8000 birds. Numbers were decreasing rapidly by mid February and only a few stragglers stayed until mid March. Odd birds, perhaps injured or sick birds occurred even later. They may even stay all summer (the author has seen odd birds in May and August).

Fay's observations on feeding are more detailed than those of any preceding observers. He records that Ichkeul geese split into two main flocks, one on the southern (Joumine), the other on the northern (Sejenane) marshes. In the Joumine marsh, where the *Scirpus maritimus* growth is not extensive, the main diet is *Scirpus maritimus* roots and *Cyperus laevigatus* culms; they also feed on *Potamogeton* and, to a lesser extent, in hay fields. In the Sejenane marshes, the *Scirpus* cover is more extensive; in the early part of the winter *Scirpus maritimus* is the main food; the geese generally feed in the areas where the *Scirpus* is less dense, because in such areas it is easier to get at the roots, and to watch for predators; there is as a result local overgrazing as well as other untouched areas and Fay suggests thinning of *Scirpus* by burning as a management measure. Later in the winter, green food become available and *Eleocharis palustris* stems and *Cyperus* are important foods. Fay supports these observations of feeding behaviour with analysis of about 150 goose droppings.

With the establishment of the National Park, the Forestry Direction of the Tunisian Ministry of Agriculture maintains permanent staff at Ichkeul. They have reported that numbers may have been as high as 15 000 in winter 1980/81, and have suspected breeding (not impossible in the light of Zedlitz's observation in Algeria).

Conservation measures

The Tunisian government has declared Ichkeul a Ramsar and a World Heritage site, and in December 1980 it became, by government decree, one of Tunisia's first national parks. This will ensure conservation of the habitat within the park boundaries. Plans are however well advanced for the construction of dams on feeder rivers (outside the confines of the park); the effect

of these dams, needed for Tunisia's social and economic development, will be to reduce inflow of fresh water in winter and thus permit salt water to flow in from the other outlet the sea. Discussions are at present in progress on ways of limiting these effects — by releasing a minimum amount of fresh water from the dams, and by constructing a sluice between lake and sea.

One other effect of the National Park is the end of hunting in the area. In general, shooting pressure on waterfowl in Tunisia is very low, with only a few hundred waterfowl hunters in the whole country. Naturally enough, however, in a large wetland as rich in waterfowl as Ichkeul, there was a local goose-hunting tradition. Though the number of geese shot was not large, the disturbance caused by hunters way well in the past have prevented the geese from feeding adequately. With permanent staff now on the spot, the ban is being strictly enforced.

Future points of interest

A number of points merit further study:

(i) How many geese are there? A long run of exact counts would be of great interest, to indicate whether the apparent increase is real, and also whether the birds wintering in Algeria transit through Ichkeul. Do 25 000 *A. anser* winter in North Africa, and, if so, where do they all come from?

(ii) How do they get to North Africa? There are no observations of major staging points for large goose flocks between central Europe and North Africa. Do the birds fly direct without stopping, and is the creation of new reserves in Italy likely to tempt them to linger?

(iii) What will be the effect of the shooting ban and its strict enforcement? If the geese increase and stay out of the park, then it may be easier to satisfy the goose hunting tradition.

Other geese in Tunisia — a footnote

Since *Thomsen* and *Jacobsen* (1979) seem unclear on this point, this may be an appropriate opportunity for the author to place his observations on record. All other species are in any case most unusual.

— *Anser albifrons*: 3, Garaet el Kebira (60 kms south of Tunis) on 10 January 1974, in company with 1 *A. anser*. 1 Garaet Hadj Kacem (west of Sfax) on 28 January 1975, in company with 2 *A. anser* (and 1 *Plectrophenax nivalis*!!).

— *Anser fabalis*: 1, Garaet el Kebira on 5 January 1977. *Blanchet* commented that *A. fabalis* might occur accidentally in Tunisia, though he knew of no authentic observation. R. Thorpe (pers. com.) reported a small flock with *A. anser* at Ichkeul.

— *Branta bernicla*: 1 immature, of the race *Branta bernicla bernicla* at Lake Kelbia on 11 December 1975, grazing on winter grain with *Anas penelope*. Also observed by Dr. L. Hoffmann and personnel of the Tunisian Forestry Direction. In the light of this extraordinary observation, Loche's 1867 remark that the species is rare and accidental in Algeria seems more credible.

While the *A. albifrons* and *A. fabalis* presumably reached these more southerly Tunisian sites by overshooting from the general area of Yugoslavia, one can only speculate on the origin of the *B. bernicla*. Ex Africa semper aliquid novi!

Author's address:
Michael Smart
IWRB
Slimbridge GLOS GL2 7BX
England

References

- Blanchet, A. (1955):* Les oiseaux de Tunisie. Mém. Soc. Sc. Nat Tun No 3.
Conservation Course (1977): A management plan for the proposed Parc National at Ichkeul. Report Series No 10. University College, London.
Cramp, S. and K. E. L. Simmons (1977): Handbook of the Birds of the Europe, the Middle East and North Africa Vol I. Oxford Univ Press.
Fay, M. (1980): Birds and plants of Ichkeul. Report to Tunisian Forestry Direction. Unpubl.
Heim de Balsac, H. and Mayaud (1962): Les oiseaux du Nord-ouest de l'Afrique. Lechevalier, Paris.
Loche V (1867): Exploration scientifique de l'Algérie pendant les années 1840, 1841, 1842. Paris.
Thomsen, P. and Jacobsen (1979): The birds of Tunisia. Thomsen and Jacobsen, Copenhagen.
Timmerman A., M.F. Mörzer – Bruijns and J. Philippona (1976): Survey of the winter distribution of Palearctic geese in Europe, western Asia and North Africa.
Van Dijk G. and J. P. Ledant (in press): La valeur ornithologique des zones humides de l'ouest Algérien Biol Cons.
Zedlitz, Graf O. von (1923): Fetzara-Sjön, nordöstra Algeriets fågelsjö. Fauna och Flora 241 – 254.

X. ANSER ERYTHROPUS IN FENNOSCANDIA

A. & M. Norderhaug

Introduction

Anser erythropus was originally a common species in northern Fennoscandian mountain regions. Since the 1950s, however, its numbers and distribution have declined drastically. Today, the species is extremely rare, and its distribution is restricted to only the more remote parts of its former breeding area.

Little information has been available on its present population size, status, population trends and the negative factors responsible for its decline. A project was organized in 1975 for this purpose, to compile available data from Finland, Norway and Sweden more systematically. The present paper summarizes the result of this study. The summary is partly based on published data, partly on information from a number of ornithologists in these three countries. In addition, restricted field work has been carried out from 1977 to 1980. The present paper is based on three status reports (A. & M. Norderhaug 1976, 1977 and 1980) and a final summary paper for the report of the Nordic Goose Project under the Nordic Council for Game Research (A. & M. Norderhaug in prep.).

Past and present distribution in Fennoscandia

Distribution of the *A. erythropus* in Fennoscandia has previously been described by various authors. More or less complete distribution maps have been published by *Ekman* (1922), *Dahlbeck* (1946), *Rosenberg* (1953), *Curry-Lindahl* (1957, 1959) and *Haftorn* (1971).

The past distribution of the species in Fennoscandia has been summarized in Figure 1, based on these distribution maps and various more detailed information in the literature on the occurrence of *A. erythropus* during summer. In practice, this refers to published information on the breeding distribution up to 1960, with some additions from recent years.

The original breeding area was probably somewhat wider, since published data during the first part of this century were most likely not in complete accordance with the actual breeding distribution.

In Figure 1 the present distribution is also summarized based on more detailed maps given an A. & M. Norderhaug (1980). The present distribution area is defined as the area where *A. erythropus* has bred or been observed during the breeding period between 1960 and 1980. For this period the distribution area is presumed to be more complete. However, between 1960 and 1980 a further decline in the population and breeding distribution has most

certainly taken place. One surprising aspect of the present distribution (1960–1980) is the apparent size of this area compared to the former breeding range. It must however be kept in mind that coverage in recent years was more complete, compared to the first part of this century. A second factor is also important:

within the area where *A. erythropus* has been observed for the last 20 years, the population density has been severely reduced compared to the original situation. However, in general it can be concluded that scattered pairs still breed within 40–50% of the former Fennoscandian breeding range.

Population size and population changes

Reliable data on the size of the Fennoscandian population of *Anser erythropus* have never been published. Evidence of serious population changes has primarily been based on the following:

1. The observed reduction in the size of the actual breeding area (= 40–50%).

2. Decline in numbers of migrating greese observed at traditional resting places, mainly on the Finnish west coast (see Figure 2). The number of migrating *A. erythropus* along the Finnish west coast was described by Merikallio (1915) (translated from Swedish) before the serious decline was evident:

“The number of migrating birds must at least be counted in tens of thousands.

As an example need only be mentioned the 17 May 1913 at Karlo (in spring 1913 I observed their migration rather carefully) when one flock after another passed northwards during the whole day. Many times during that day, one flock had not disappeared before another came from south”.

3. Information from the wintering grounds. In the 1930s, 30 000 to 50 000 may have wintered in the southeast parts of the Caspian Sea (Bauer & Glutz von Blotzheim, 1968). By the mid 1970s the population in this area was probably reduced to about one tenth of the former level (D. A. Scott, pres. comm.).

Specific data from the Fennoscandian breeding area are few. According to Finnish ornithologists (Siivonen, 1949, Merikallio, 1955 and T. Lampio in litt. 1976) the Finnish population in the 1920s and 1930s may have been of the order of 1000 to 2000 birds. The total Fennoscandian population at that time may well have been of the order of 10 000 birds. As early as this, however, the population may have started to decline. Accordingly, the total Fennoscandian population may well have been of the order of over 10 000 before the decline.

Figures indicating the size of the present population in Fennoscandia are also lacking. The maximum number observed at one time in various months in recent years may however be of interest. In Table 1. the recorded maximum size of flocks observed in Fennoscandia 1960–1980 are summarized from various sources.

1. During 1960–1980 *A. erythropus* bred, or was observed during the breeding period, in 43 equal (square) geographical units in Finland, Norway and Sweden. It was presumed that in 1980 birds were still breeding within 30 of these geographical units.

Table X/1.

Maximum size of flocks of *Anser erythropus*
recorded in Fennoscandia, 1960–1980

Month	Maximum observed in one flock	Country	Location	Year
April	16	Sweden	S. Vasterbotten	1966
May	cca 100	Finland	Lumijoki	1977
June	8	Sweden	Padjelanta	1966
July	30–50	Norway	Nordland	1970
August	20	Finland	Aland	1960

2. Allowing for an average of two to three breeding pairs within each of these units, there is a total of 60 to 90 pairs (120 to 180 breeding birds) within the region.

3. In addition, the population includes a proportion of one/two-year old non-breeders, estimated at 30–40% of the breeding population. This assumption gives an additional 40–80 birds.

Based on these assumptions, the order of size of the present Fennoscandian population was estimated at 160–260 birds, or in more general terms, of an order of less than 500 birds.

Further data from the three countries should, if possible, be compiled in the 1980s to refine this estimate.

Productivity

Few data are available from Fennoscandia on the productivity of *A. erythropus* from the first part of this century, when the species still was numerous, as data on productivity were rarely collected. From recent years, the number of observed clutches have for obvious reasons been very restricted.

Comparison of data from recent years with data from the first part of this century reveals no apparent differences, indicating that the productivity of breeding pairs has probably not changed. The average clutch size ($n = 14$) was 4.9, range 3–6. The average brood size ($n = 23$) was 4.1, range 1–6. The number of breeding records from recent years (1960–1980) is very restricted (see Table 2). The majority of these records are from Norway and Sweden. In Finland the species is now clearly on the brink of extinction (see Table 3).

As early as the beginning of this century, the migratory pattern of this species was extensively studied and discussed among Finnish ornithologists notably *Munsterhjelm* (1911, 1915) and *Merikallio* (1915, 1920). *Hortling* (1929) summarized the migratory pattern in Fennoscandia:

Anser erythropus arrives on the south coast of Finland from a southerly direction, crossing the Gulf of Finland. From there the main part of the population migrates northwards along the Finnish west coast, and smaller numbers

Table X/2.

Number of breeding records of *Anser erythropus* in
Fennoscandia, 1960 – 80

Period	Total	Range	Average per year
1960 – 1964	11	1 – 4	2.2
1965 – 1969	5	0 – 2	1.0
1970 – 1974	10	0 – 5	2.0
1975 – 1979	9	0 – 4	1.8
1980	1		

Table X/3.

Breeding records of *Anser erythropus* in Finland,
Norway and Sweden, 1960 – 1980

Period	Finland	Norway	Sweden	Total
1960 – 1969	1	5	10	16
1970 – 1980	1	12	7	20
Total				
1960 – 1980	2	17	17	36
Migration				

migrate on a broader front across inland areas of Finland, and others north-east towards the White Sea.

Earlier, as well as more recent observations confirm the migration of *A. erythropus* along the Finnish west coast. Undoubtedly this is the main migration route (spring and autumn) for the Fennoscandian population. However, as pointed out by *Hortling* (1929), this does not preclude others migrating along a more easterly route to breeding areas located in northern Norway and western parts of the USSR. This eastern migratory route may still be used, according to the following observations:

– *A. erythropus* observed on migration eastwards, close to Helsinki in spring 1974 (K. Malmstroem pers. comm.).

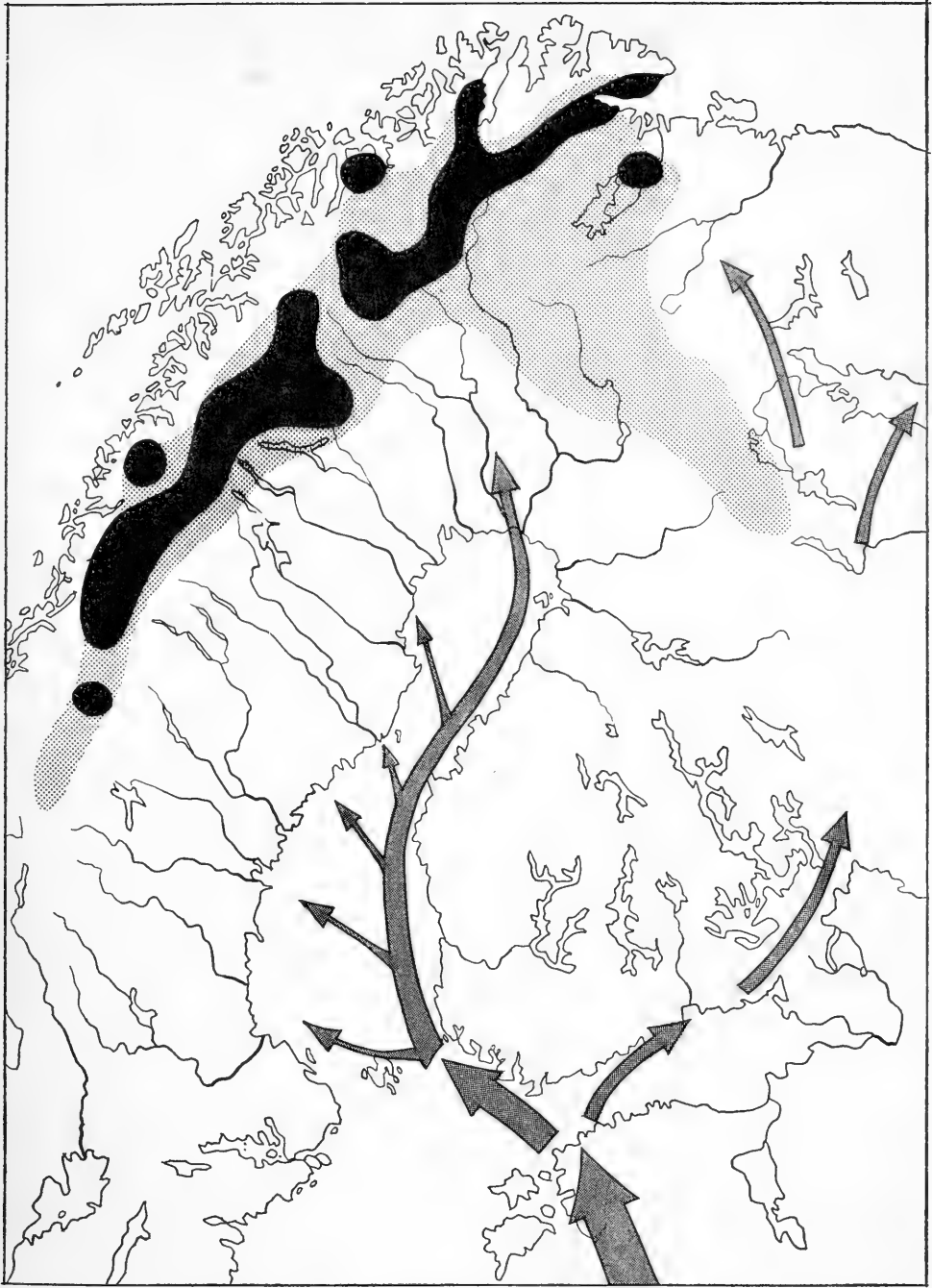
– Regular spring observation of *A. erythropus* towards the inner parts of the Varangerfjord, northern Norway (R. Carlsen pers. comm.).

An outline of the migratory pattern of *A. erythropus* in Fennoscandia appears from Figure 1.

Spring migration in Fennoscandia can be described as follows:

– They arrive in spring relatively late, and depart early in the autumn.
– During spring, flocks are relatively small; this was also the case in earlier periods, according to *Merikallio* (1920).

– The first birds may arrive on the west coast of Finland in the latter half of April, but arrival in early May is more common. Along the Finnish coast the



*Figure X/1: Past and present (1960 – 80) distribution of *Anser erythropus* in Fennoscandia.
Arrows indicates migratory routes*

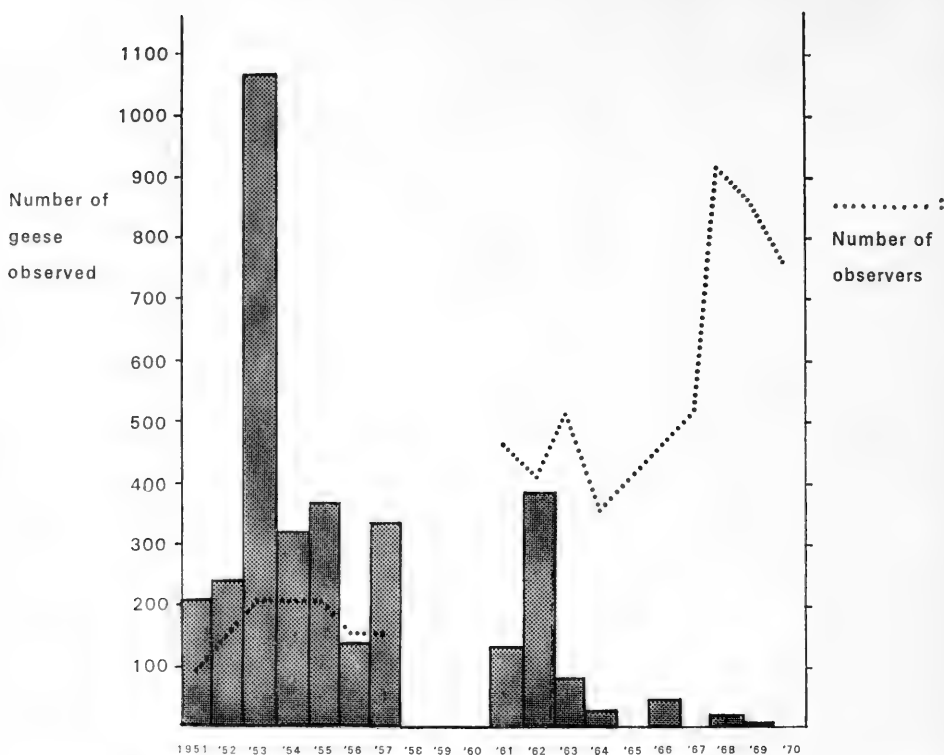


Figure X/2: Changes in spring migration of the Lesser Whitefronted Goose at Pori W. Finland, 1951–1970. Based on data from Soikkeli (1973)

maximum is reached in mid-May, and migration continues until the end of the month.

– During the first half of May the population migrates northwards in the Gulf of Bothnia. At this time birds may be observed on both the Finnish and the Swedish side.

– From mid-May and towards the end of May/beginning of June, the geese arrive on their breeding grounds.

The direct flight speed during migration has been measured in Finland, May 1959 (Bäck, 1959). Over a distance of 35 Kms, the speed of a flock of 29 *A. erythropus* was measured at 80–85 km/hr. Spring migration from coastal regions depends to a high degree on snow cover and the overall spring situation. At one stop overpoint in Finnmark (northern Norway) the final stage of spring migration can still be studied (20–50 geese) before the geese disappear to their breeding areas. Data on the migratory pattern have been collected at this locality in the period 1971–1980. In general the geese gather there during May, feeding until snow cover allows the establishment of breeding territories inland. Arrival and departure vary greatly from one year to another, depending on the snow cover and spring situation.

During the first part of the 1970s spring came early. In this period the geese arrived early and dispersed to breeding areas in the third week of May.

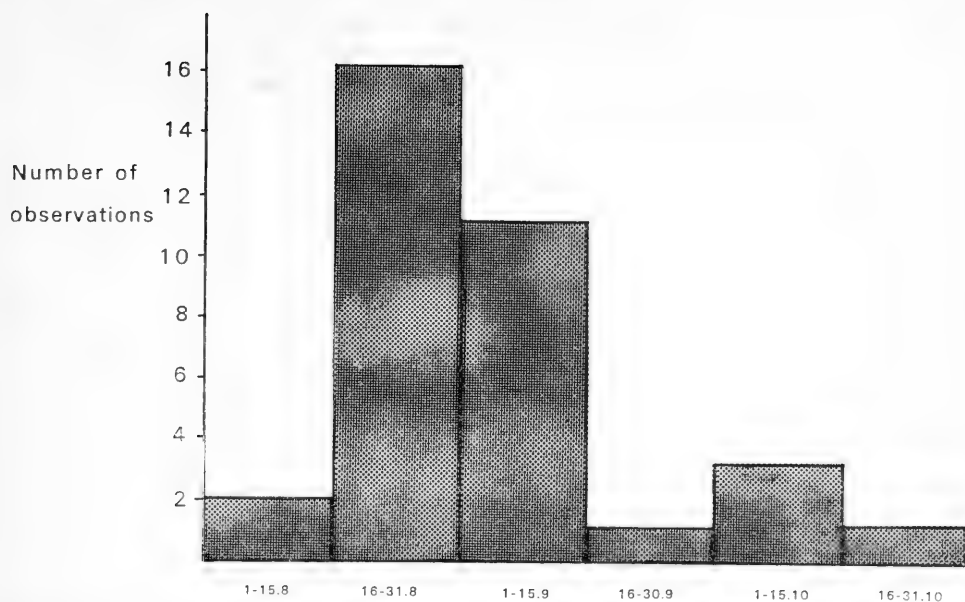


Figure X/3: Distribution according to time, of 34 published autumn observations of migrating Lesser Whitefronted geese in the Gulf of Bothnia and on the southern coast of Finland, 1905 – 1974

During the latter half of the 1970s spring came later; the geese also arrived later and stayed to the end of May/beginning of June.

Autumn migration generally seems to take place along the same route as the spring migration. According to Merikallio (1920) autumn migration on the Finnish west coast started about 26 August and ended about 12 September. During autumn migration along the Finnish west coast, the earliest birds recorded (according to various sources from the period 1912–1949) were on 10 August (Karlo, 1912). More regularly, the first birds appeared about 20 – 22 August (see Figure 3).

Discussion

Studies of endangered species like *A. erythropus* cause a number of problems for obvious reasons:

- The possibility of systematic field work is very restricted.
- More detailed data on questions such as biology and population size from periods when the species was still numerous, are very restricted.
- More recent information has often been available only from scattered notes or through personal contacts.

The present description of the status of *A. erythropus* should primarily be regarded as an effort to utilize available data more systematically, and to draw some conclusions from these data.

In relation to the present restricted size of the population, it is somewhat

surprising to see (Fig. 1) that during 1960–1980 this species could still be found in 40–50% of its former breeding area. This implies, however, that the remaining population has a very scattered distribution. Whether or not this is an advantage with regard to the survival potential, remains to be seen.

With regard to the present population size, it seems obvious from past and present information that population size is heavily reduced, probably by as much as about 95%. The estimate presented on the present population size should in principle be regarded as a “guesstimate”. It is, however, necessary to underline that during the period we have been working on this problem (1975–1981) we have not found any evidence which might alter our general impression that the present Fennoscandian population size of *A. erythropus* is below 500 birds. More work on this question should however be encouraged. From the available data it seems further reasonable to conclude that the productivity of breeding pairs has not declined. Negative factors explaining the decline should accordingly be sought elsewhere. In this respect we have reason to believe that the population decline is the result of a whole set of negative factors. These factors may be sought in the breeding areas, along the migratory route and on the wintering grounds. Data on negative factors acting upon the population in the Fennoscandian breeding areas are far from conclusive. We have however during our work pointed out the following potential negative factors:

- Illegal hunting (in earlier period).
- Disturbance in the breeding areas.
- Disturbance at the moulting grounds.
- Disturbance on resting sites used during migration (both within Fennoscandia and elsewhere).
- Damage to biotopes (hydro-electric power projects?).
- Expansion of the red fox into mountain regions (I. Ahlen pers. comm.).

In general, however, we believe that the main causes for the decline must be sought along the migratory route and in the wintering quarters. With regard to migration, the migratory pattern seems to be fairly clear, mainly because of studies conducted in Finland in the first part of this century. It seems reasonable to conclude that the best way to monitor further population changes in the small population still left would be to study carefully annual variations in numbers at the few migratory sites still in use in Fennoscandia.

At the beginning of the 1980s the future of the remaining population of *A. erythropus* in Fennoscandia is very uncertain. It must be regarded as a conservation task of high priority in Finland, Norway and Sweden to continue studies on this species and to develop a joint conservation programme. In this connection, the most important elements would be:

- Further studies of existing breeding, moulting and migration areas in use.
- Establishment of a co-ordinated observation system in the three countries to monitor the population.
- Better protection of migration, breeding and moulting sites still in use.
- Increased public information, aiming at better understanding and conservation of this species.
- Further development of the present Swedish captive breeding programme.

— Further studies on the situation of the species during migration and wintering (studies under way), and increased international efforts for better legal protection and habitat protection of vital areas.

Author's address:
Ann and Magnar Norderhaug
Ministry of Environment
Oslo 1. Norway

References

- Bäck, R. (1959): Fageliakttagelser fran södra Osterbotten 1958—1959. Orn. Fenn. 36: 110—111.
- Bauer, K. M. & U. Glutz von Blotzheim (1968): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 2. 534 pp.
- Curry—Lindahl, K. (1957): Nagra djurarters utbredning. Djurgeografi. Atlas över Sverige 45—46; 1—8.
- Curry—Lindahl, K. (1959): Vara Faglar i Norden. Part 1, 557 pp. Stockholm.
- Dahlbeck, N. (1946): Arbetskarter över djurens utbredning. III Sver. Nat. 3: 23—25.
- Ekman, S. (1922): Djurvarldens utbredningshistoria på Skandinaviska halvön. 614 pp.
- Haftorn, S. (1971): Norges Fugler. Oslo. 862 pp.
- Hortling, I. (1927): Das Vögelleben bei Ytterö im Sommer und Herbst 1926. Orn. Fenn. 237. pp.
- Hortling, I. (1929): Ornitologisk Handbok. Helsingfors. 1142 pp.
- Merikallio, E. (1915): Fjallgasens flyttningssväg öfver traktorna kring Uleaborg. Finl. Jakttidskr. 12: 311—313.
- Merikallio, E. (1920): Flyttar fjallgasen (*Anser erythropus*) till Lappland öfver traktorna kring Uleaborg. Finl. Jakttidskr. 15: 81—88 (+ 110—114).
- Munsterhjelm, L. (1911): Om fagelfaunan i Kónkamadalen uti Lappmarken. Acta Soc. pro F et F Fenn.
- Munsterhjelm, L. (1913): Fjallgasens (*Anser erythropus*) i Sandinavien och Finland. Tidskr. f. Jag. och Fiskare: 1—5.
- Munsterhjelm, L. (1916): Långs vilka vagar ankomma Lapplands vadare och simfaglar till sina hackningsorter. Fauna och Flora, Hft. 5.
- Norderhaug, A. & M. (1977): Dverggasa (*Anser erythropus*) i Fennoskandia. Mimeo. 35 pp.
- Norderhaug, A. & M. (1980): Dverggasa (*Anser erythropus*) i Fennoskandia. Mimeo. 36 pp.
- Norderhaug, A. & M. (in prep): Status of the Lesser White-fronted Goose (*Anser erythropus*) in Fennoscandia. Manuscript.
- Rosenberg, E. (1953): Faglar i Sverige. Stockholm. 376 pp.
- Sivonen, L. (1949): En översikt över villebradet i Finland. Suomen Riista 4: 125—170.
- Soikkeli, M. (1973): Decrease in numbers of Migrating lesser white-fronted geese (*Anser erythropus*) in Finland. Finn. Game Res. 33: 28—30.

XI. AN EFFORT TO REINTRODUCE THE LESSER WHITE-FRONTED GOOSE (*ANSER ERYTHROPUS*) INTO THE SCANDINAVIAN MOUNTAINS

L. von Essen

Introduction

The strong decline of the Lesser White-fronted Goose (*Anser erythropus*) in the breeding area in Fennoscandia during the past decades has been described by A. and M. Norderhaug in their work "Dverggaas (*Anser erythropus*) in Fennoscandia", 1980. The present very exposed status of this species within Sweden is emphasized in PM 1295 "Fauna areas in the mountain region" 1981 by the National Swedish Environment Protection Board. My own investigations and inquiries in a couple of areas where the Lesser White fronts has been common also proved that it is now almost gone.

The reason for the disappearance of the *Anser erythropus* has not yet been established. Since 1966 it is quite protected by law. A previous illegal hunting on the moulting areas and increased disturbance within certain breeding areas might be contributing reasons for the decrease. We do not know the circumstances on the wintering areas. There are only two refindings of *Anser erythropus* banded in Sweden. One is from the northern part of Greece, the other is from Divnoje, South of Russia (between the Black Sea and the Caspian Sea).

In spite of the fact that the reasons for the disappearance of the *Anser erythropus* have not yet been made clear the Swedish Sportsmen's Association decided in 1976 to start a breeding of geese for reintroduction and thus try to build up a new stock. At the same time we should go on working on the Lesser White-fronted Goose and the circumstances that might have an effect on the stock. The Association has received economic support from WWF for this activity. The first reintroduction experiment took place in Lapland in July, 1981.

Rebuilding of the breeding stock

During 1977 – 1979 young *Anser erythropus* have been acquired from Waterfowl Breeding Farms in Holland, England and West Germany. At present there are about 70 breeding fowls on four different places in Sweden, most of them at the Swedish Sportsmen's Association's Institute for Wildlife management at Öster-Malma, 90 km Southwest of Stockholm. Methods for the reintroduction.

On establishing a method for the reintroduction, the method used by professor Eric Fabricius at the reintroduction of Greylag geese (*Anser anser*) and also used by the Swedish Sportsmen's Association at the reintroduction of Bean Geese (*Anser fabalis*) on earlier well-known breeding areas in the middle

of Sweden, has been of guidance. In order to give a natural growth, care and migration tradition to the released goslings the Canada Goose (*Branta canadensis*) have been used as foster-parents to both species. In short, normal proceeding is that the eggs of Canada Geese, which are breeding wild, are exchanged for eggs from Bean Geese produced at Öster-Malma. When the hatched Bean Goslings are half grown and the Canada Goose parents are moulting, the brood is caught and transported to the reintroduction areas where it is released. The goslings are imprinted in this area where they start to fly for the first time. In the autumn the brood moves to areas surrounding the south of the Baltic for wintering. The brood comes back to Öster-Malma by the beginning of April. The Canada Geese start a new breeding and drive away the young Bean Geese from last year. After a couple of days they disappear from Öster-Malma and eventually they can be seen in the area where they were released last year. These areas are about 350 km north-west of Öster-Malma.

Since 1974 about 100 *Anser fabalis* goslings have been released most of them in accordance with this method. In the summer 1978 the first breeding of these *Anser fabalis* could be proved in the reintroduction area. The fowls have been identified with the help of colour rings on their legs.

As to the *Anser erythropus* the *Branta canadensis* is considered to be too big for the little *Anser erythropus*. Furthermore, it is most likely that the *Branta canadensis* do not move south far enough for them to manage during the winter.

Still, at Skansen, the zoological park in Stockholm there is a population of about 100 Barnacle Geese (*Branta leucopsis*) which since ten years during the winter move to Holland. This has been proved thanks to reports about nine recoveries as well as observations of banded geese. During the spring they have been seen passing Schleswig-Holstein in the north of West Germany. In spite of the fact that the natural migration route of the *Anser erythropus* from Scandinavia goes in a southeast direction we have decided to try the *Branta leucopsis* as foster-parents.

The first reintroduction experiment

During the spring 1981 three egg clutches from *Anser erythropus* have been layed under breeding *Branta leucopsis* at Skansen. In consequence of distrurbances and predation only one pair managed two goslings. The brood was caught and moved to Öster-Malma when the goslings were three weeks old. Another eight *Anser erythropus* goslings which have been brought up under pinioned *Anser erythropus*, were put together with them in a cage. Four goslings were placed together with another pair of *Branta leucopsis* and their two own goslings. After a fortnight the *Branta leucopsis* parents had adopted the *Anser erythropus* goslings quite well and on 15 July, when the goslings were about five weeks old, both broods were transported to the south of Lapland, where they were released on a mountain lake area.

The group released thus consisted of one pair of *Branta leucopsis* with two foster-goslings and eight adopted nestlings. The latter pair's own goslings had been taken away. So together there were four *Branta leucopsis* and 14 *Anser erythropus* goslings.

Three days after the releasing the group was observed and well gathered. The birds were also very shy in their behaviour. The number of *Anser erythropus* goslings were at that time only ten. The decrease can be explained by the fact that, during the long transportations, two goslings got hurt and one was found dead the day after the planting out. What has happened to the birds later in the summer and autumn is not known. On some occasion they have been observed by a Lapp.

With the economic support from World Wildlife Fund, the Swedish Sportsmen's Association intent to go on with the reintroduction efforts for some years to come. In this connection I want to draw the attention of bird watchers in Scandinavia and in the middle of Europe to the fact that during winters ahead, goose families consisting of *Branta canadensis* with young *Anser fabalis* and also *Branta leucopsis* with young *Anser erythropus* may turn up.

All these geese released are banded with a numbered ring of aluminium and three colour rings in a special combination for each bird. Each colour represents a figure from 0 to 9. Should any of these birds or groups of birds be observed, I, as leader of the project, would be very grateful for a report even if the colour combinations have not been observed.

Author's address:
Dr. Lambert von Essen
Swedish Sportsmen's Association
Öster-Malma
S - 150 11 Björnlunda, Sweden

XII. MIGRATION OF *ANSER ERYTHROPUS* AND *BRANTA RUFICOLLIS* IN HUNGARY 1971–1980

I. Sterbetz

Introduction

Because of its zoogeographical conditions, Hungary figures among the most important goose stations in central Europe. Early this century, northern Anser species still passed through in vast numbers. The largest traditional gathering place for *Anser erythropus* on our continent has evolved here. From the 1950s onwards, however, migrations have lost in dynamism. Regression is the most remarkable, being of almost catastrophic extent, in *A. erythropus*.

When evaluating the critical situation of *Anser erythropus*, the rate of decrease should be stated first. Information must be gathered about the breeding population from which the passing birds originate and the place where they spend the winter. Finally, for ecological evaluation it should be established whether the environmental changes at goose gathering places in Hungary can be connected with the evolving regression.

Branta ruficollis was a sporadic phenomenon in the one-time goose masses; in recent years, it has become somewhat more frequent. The question is whether the movement in Hungary that is becoming rather dynamic is a new phenomenon or a natural fluctuation manifesting itself within a longer period.

Material and methods

Since the two goose species at issue represent an important problem in international waterfowl preservation, it is desirable to study in detail all data from the last ten years. For comparison of former and present-day dynamism of migration, the data on former status are derived from the studies enumerated in the references and some additional works of reference cited there in though not repeated here due to their size. For present status the author has used the statistics on Hungary compiled by the IWRB, completed with publications by Dr. Cs. Aradi, Dr. G. Kovács and I. Farkas; his own observations were carried out in the first place on the Kardoskút, at Nagyszénás, Csabacsüd, Biharugra and in the Hortobágy.

Findings

Anser erythropus

Migration of *A. erythropus* follows a narrow route east of the River Tisza. In between the Danube and the Tisza this species is but a rarity and west of the Danube it has not been observed so far (Sterbetz, 1968). At the most significant gathering places of *A. erythropus* (the Hortobágy, Biharugra,

Kardoskút, Nagyszénás and Csabacsüd) in the years preceding the 1950s the late autumn peak of the northern Anser species numbered altogether some 800 000 birds (literature on the subject in Sterbetz, 1967, 1972 as well as author's own investigations). The Hortobágy was the most significant station where, according to hunting statistics, 12 000 to 14 000 geese were shot annually in the period from 1934 to 1938. The bag consisted of about 80% *Anser albifrons*, with 6 to 8% *A. erythropus*. Earlier shooting lists showed a similar tendency, with only small deviations (Szomjas G., 1928, Szomjas L., 1926, Graefel, 1934). This division, however, does not offer a true picture since by autumn, before the hunting in the Hortobágy, the first waves of *A. erythropus* migration have already passed through. Findings by Tarján (1926, 1931) and Nagy (1938) based on continuous observations seem more probable; they put the share of *A. erythropus* in the goose masses of the Hortobágy at about 10 to 15% in general. My own counts, carried out between 1947 and 1951 at Nagyszénás, Biharugra and in the Hortobágy yielded similar results. This diagnosis is valid for other goose gathering-places with the character of the Hortobágy, in eastern Hungary. On this basis, about 80 000 to 120 000 *A. erythropus* could be reckoned with in Hungary in the decades before the regression. This enormous concentration disappeared almost overnight in the 1950s. At the beginning of counts for the IWRB in 1967, they numbered about 5000, then decreased slowly to the present status as shown in detail below.

Hortobágy 47° 37' N 21° 05' E

- 1971: 19 Mar. a few, 2 Apr. 3, 14 Oct. 25;
 1972: 26 Feb. a few, 27 Feb. 40, 1 Mar. 150, 5 Mar. 300—500, 10 Mar. 150—200, 12 Mar. 40, 16 Mar. 7, 21 Mar. 20, 14 Oct. 20;
 1973: 14 Oct. 380;
 1974: 16 Mar. 60, 15 Nov. 200;
 1975: 15 Oct. 30, 17 Nov. 200—250;
 1976: no observation all year;
 1977: 21 Mar. 100—150, 23 Mar. 20—25, 16 Oct. 39, 13 Nov. 146;
 1978: 12 Mar. 150, 15 Oct. 150, 19 Nov. 115, 17 Dec. 300;
 1979: 11 Feb. 40, 15 Mar. 100, 15 Oct. 320, 15 Dec. 200;
 1980: 17 Feb. 8, 16 Mar. 8, 9 Sep. 3500—4000, 12 Sep. 300, 19 Sep. only a few, 12 Oct. 18, 16 Nov. 36;

Biharugra 46° 58' N 29° 36' E

- 1971—1976: ?
 1977: 16 Oct. 36;
 1978: 15 Oct. 11, 17 Dec. 1100;
 1979: 11 Feb. 16, 15 Dec. 120;
 1980: 17 Feb. 1, 16 Mar. 2, 12 Oct. 19, 16 Oct. 19, 16 Nov. 36;

Kardoskút—Békéssámszon 46° 30' N 20° 28' E

- 1971: 14 Feb. 5, 16 Oct. 30, 21 Oct. 150, 1 Nov. 20, 13 Nov. 2000, 12 Dec. 15;
 1972: 14 Jan. 30, 13 Feb. 1000, 12 Mar. 40, 28 Oct. 500, 11 Nov. 300, 15—17 Dec. 5000 each day;
 1973: 17 Mar. 2000, 1 Nov. 1000;
 1974: 17 Feb. 80, 26—27—28 Feb. daily 5000, 2 Nov. 1000, 18 Dec. 2000;
 1975: 14 Aug. 1, 25 Nov. 100, 4 Dec. 500, 17 Dec. 15;

1976: 16 Oct. 300;
 1977: 16 Oct. 312, 13 Nov. 150;
 1978: 12 Mar. 150, 15 Oct. 200, 29 Oct. 12, 19 Nov. 70, 17 Dec. 1250;
 1979: 11 Feb. 25, 15 Mar. 200, 15 Oct. 7, 15 Dec. 1300;
 1980: 17 Feb. 11, 16 Mar. 10, 12 Oct. 11, 16 Nov. 22;
 Szabadkígyós 46° 36' N 21° 06' E
 1978: 12 Mar. 200
 Tótkomlós – Pitvaros 46° 25' N 20° 44' E
 1972: 15 Jan. 70
 Szegedi-Fehértó 46° 15' N 20° 10' E
 1979: 15 Dec. 11

To summarize the data of ten years: in January there has been an aggregate of 30 (2 observations), in February 6226 (14 observations), in March 4067 (20 observations), in April 3 (1 observation), in August 1 (1 observation), in September 4300 (3 observations), in October 2721 (22 observations), in November 7041 (14 observations), and in December 11 811 (14 observations).

In the period from 1971 to 1980 the average number observed yearly was only 3620, i.e. a decrease of 95 to 97% as compared to the masses before the regression! At present, *A. erythropus* only represents 1 to 2% of the total of *Anser species* passing through the Hortobágy, Biharugra and Kardoskút in invasion years. Otherwise it remains below 1%, behind *Anser albifrons* which is dominant with 90% and *Anser fabalis* and *Anser anser* sharing the remaining part. Even if concrete figures from the past are disregarded, because of possibilities of error in calculation, it is beyond question that 30 to 40 years ago, *A. erythropus* passed through eastern Hungary in masses that could be expressed in tens of thousands, whereas nowadays only an insignificant fraction of this figure is recorded.

It seems open to objection that under these conditions the bird can be hunted. This possibility, however, is of no practical significance from the aspect of conservation. The goose bag in Hungary has been about 4000 to 6000 in recent years, and merely one or two *A. erythropus* are met sporadically in the bag. In dawn and twilight hunting this species is hard to recognize in the mixed goose flocks, especially if not observed by a practised ornithologist. Therefore, no better protection would be provided for it by game laws.

From time to time "invasion" periods are noticed in the migration of *A. erythropus* in Hungary, indicating the existing state of the population. Such invasions occurred in 1898, 1907, 1911, 1916, 1920, 1922, 1930, 1935, 1945, 1949, 1969, 1972, 1974 and 1980 (Sterbetz, 1968). The autumn migration divides into two clearly separable phases. The first wave arrives late in September or early in October and should the food conditions be unfavourable, quickly passes on. The second wave arrives in November and these flocks hold on until snowfall. The origin and final destination of the route through Hungary have not been determined by ringing data.

To study their ecological requirements, the author analysed the stomach contents of 100 *A. erythropus* (Sterbetz, 1978a). In every one of the specimens examined, juvenile vegetative residues of the natural steppe vegetation of a *Festuca pseudovina* association were dominating. Part of the insignificant quantity of seed food presumably got into the digestive system second-

arily through grazing. Simultaneously with these studies of *A. erythropus*, stomach contents of 175 *Anser fabalis* and 260 *Anser albifrons* were also examined. In these two species, since the time maize has been harvested in Hungary with heavy duty machinery, maize residues left over on the stubble fields dominate in a remarkable way in the autumn and winter food of both *A. albifrons* and *A. fabalis*. These geese stray for months within a radius of 50 to 70 km and feed exclusively on maize seeds (Sterbetz, 1979). *A. erythropus*, on the other hand, does not exploit this food boom, but in a conservative way persists in the natural *Festuca* lowland plain environment. Accordingly, its scope of movement is small, barely 5 to 6 km. In rainy autumn periods, when young grass is available in abundance, it remains for a long while. But in drought conditions, it quickly moves on. In spring, feeding conditions are always favourable, but for hormonal reasons the pace of migration is fast at that time. The author has evaluated the choice of feeding sites on the basis of 177 observations. In 67% of the cases, the birds were in an environment of natural *Graminea* vegetation, in 17% on fields of young grain and in a further 16% of cases, the birds stayed on water. In addition to the special food requirements, another ecological requirement is a lowland plain of the steppe type.

In Hungary, *A. erythropus* chooses feeding and roosting places only on extensive open grassy lowland plains, on natron lakes and on lowland fish-pond system units larger than 200 to 300 ha. It does not stay on reedy deep-water lakes nor on shallows, on stagnant or forest lakes.

Branta ruficollis

B. ruficollis was presumably first observed in Europe during the creative years in the Hague and Amsterdam of the Flemish painter *M. Hondecoeter* who in his paintings entitled "Lutte de paon et coq" (Museum of Fine Arts, Budapest) and "La plume flottante" (Rijks-museum, Amsterdam) depicted this bird (Sterbetz, 1978b). The first specimen verified by collection was found in the vicinity of London in 1766 (Withery et al., 1948). From this date on, *B. ruficollis* is present from time to time sporadically at the gathering places of European wild geese. In Hungary, the first record dates from 1916 and since that time a total of 948 specimens were noted in 137 occasions. These observations are discussed in comprehensive as well as complementary reports published from time to time by Vasvári (1929), Sterbetz (1962, 1967a), Sterbetz and Szijj (1968), Schmidt (1973), Sterbetz (1975a, 1976a, 1976b), Benci et al. (1978), Schmidt (1979) and Sterbetz (1981). Detailed data (some already published) from the period between 1971 to 1980 are given below.

Hortobágy 47° 37' N 21° 05' E

1972: 5 Mar. 1, 10 Mar. 4;

1976: 25 Nov. 2;

Kardoskút 46° 30' N 20° 28' E

1972: 16 Dec. 1;

1974: 28 Feb. 27, 23 Nov. 1, 15 Nov. 10;

1978: 15 Jan. 5, 15 Oct. 11, 29 Oct. 11, 6 Nov. 2, 7–8 Nov. 15, 19 Nov. 15, 17 Dec. 41;

1978: 19 Nov. 7.

tendency of migration in *A. erythropus* in Europe, and the recovery of a bird ringed in summer in Swedish Lapland and found in winter in Greek Macedonia (Höglund in Bauer and Glutz, 1968), it is presumably the Fenno-Scandinavian population that occurs on the gathering places in Hungary. The present-day Norwegian – Swedish – Finnish stock, however, is smaller in number than the average quantity observed in Hungary (Soikkeli, 1973, Norderhaug, 1981). Thus, there is no doubt that migratory birds also arrive from the USSR. Some old publications from the Balkans considered standard works and recent information in Timmerman *et al.* (1976) render it probable that geese taking the Hungarian migration route divide to go to wintering sites in Albania, Yugoslavia, Greek Macedonia, Roumania and Bulgaria.

Stomach content examinations and statistics of field observations point to the special steppe biotope requirements of *Anser erythropus* and its conservative adherence to such areas. It follows that the conditions of extensive grassy lowland plains are primary causes in the choice of pace of migration, traditional routes and gathering places.

Undoubtedly, such ecological conditions are not now available for wild geese as they were in earlier decades in Hungary. Grazing on natural salt deserts has declined in intensity and in addition to creation of nature conservation areas, meadows and pasture are being fertilized. These factors promote development of such tall rich phytocenoses that wild geese are unable to graze. The extent of the steppe environment has also diminished. These changes, however, have not yet developed to such an extent as to be considered important in interpreting the regression. In spite of the negative phenomena outlined above, Hungary still disposes of sufficient biotope for *A. erythropus* to satisfy the requirements of a considerable part of the quantities observed in the past. Therefore, assumption that regression is caused by changes in migrating traditions must be ruled out. It seems much more probable that the collapse of the numbers of this species should be ascribed to problems in the breeding sites.

Branta ruficollis

Review of the 65 year-old past of movements in Hungary indicates that *Branta ruficollis* is to be found in small numbers, but appears relatively regularly in the lowland plain environment also attractive to *A. erythropus*. This continuity confirms that a migration route with rather small numbers but which has now become traditional passes through Hungary (Sterbetz and Szijj, 1968), its destination presumably being southeastern Europe. Distribution of records was not uniform earlier either. Years of absence and occurrence in fair numbers alternate. Dynamic migrations were recorded in 1916, 1919, 1921, 1930, 1934, 1935, 1936, 1964, 1965 and 1966 too (Vasvári, 1929, Sterbetz, 1962, Sterbetz and Szijj 1968).

From such a review it is too early to state that the more abundant records in recent years is related to the scattering of the Caspian wintering population. Caution is also advisable because strictly speaking, Hungary is not a goose wintering site. In normal weather from mid-December to late January the conditions are generally unsuitable. There is nevertheless no doubt that on the slightest improvement in the frosty-snowy winter conditions, geese

immediately return from the Balkans and southeastern Europe. This is why in the Carpathian basin the concepts of goose migration, wandering and wintering are difficult to distinguish.

Author's address:
Dr. István Sterbetz
H - 1131 Budapest
Fivér u. 4/a

References

- Bauer, K. - Glutz, U. v. Blotzheim (1968): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 2(1) Frankfurt a. M. 146 pp.
- Benei, B. - Tajti, L. - Zsidó, G. (1978): Vörösnnyakú lúd. Madártani Tájékoztató jan. - febr. 12 p.
- Graefel, A. (1934): Über Wildgänse im Herbst 1934 auf der Puszta Hortobágy. Kócsag, 81 p.
- Nagy, J. (1938): Nordische Gänsearten auf der Puszta Hortobágy. Proc. of the Eight Intern. Orn. Congress. Oxford, July 1934. Oxford, 595 - 601 pp.
- Nagy, L. (1962): The present Bird Life of the drained marsh land of Sárrét in E. Hungary. Aquila 1960 - 1961. Tom. 67 - 68. 157 p.
- Norderhaug, M. (1980): Status of the Lesser White Fronted Goose (*Anser erythropus*) in Fennoskandia. Nordic Conference on Game Research, Uppsala, Sweden 17 - 19 nov. 1980. (Manuscr.)
- Nowak, E. (1980): Wasservögel und Feuchtgebiete Albaniens. Beiträge zur Vogelkunde, Bd. 26. H 2. 82 p.
- Saikkeli, M. (1973): Decrease in numbers of migrating Lesser White-fronted Geese (*Anser erythropus*) in Finland. Riistatieteellisiä Julkaisuja 33 Finish Game Research, Helsinki. 28 - 30 p.
- Schmidt, E. (1973): Faunistische Notes. Aquila 1969 - 1970. Tom. 76 - 77. 184 p.
- Schmidt, E. (1979): Faunistical Notes. Aquila 1978. Tom. 85. 158 p.
- Sterbetz, I. (1962): Probleme der Züge der Rothalsgans (*Branta ruficollis*) in Mitteleuropa und Ungarn in dem letzten drei Jahrzehnten. Állattani Közlemények XLIX. 1 - 4. 97 - 103 p.
- Sterbetz, I. (1967): Oecological problems of White fronted Geese passing the winter in Hungary. Aquila 1966 - 1967. 33 - 49 p.
- Sterbetz, I. (1967a): More recent occurrences of the Red breasted Goose in Hungary. Aquila 1966 - 1967. Tom. 73 - 74. 192 - 193 p.
- Sterbetz, I. (1968): Der Zug der Zwerggans auf der Ungarischen Puszta. Ardea 56. 3/4. 259 - 266 p.
- Sterbetz, I. (1972): Vízivad. Budapest, Mezőgazdasági Kiadó, 157 - 167 p.
- Sterbetz, I. (1975): Einige Angaben zur Nahrung mancher in Ungarn seltener vorkommenden Gänse und Entenarten. Aquila 1973 - 74. 197 - 198 p.
- Sterbetz, I. (1975a): Die Vogelwelt des Naturschutzgebiets Kardoskút im Zeitraum 1952 - 1973. Aquila 1973 - 1974. Tom. 80 - 81. 104 - 105 p.
- Sterbetz, I. (1976): Development of wild geese migration on the Hungarian gathering places. Aquila tom. 82. 181 - 194 p.
- Sterbetz, I. (1976a): Gruppenerscheinung von Rothalsgans in Kardoskút. Aquila, tom. 82. 244 p.
- Sterbetz, I. (1978): The feeding ecology of *Anser erythropus*, *Anser albifrons* and *Anser fabalis* in Hungary. Bull. no 45. IWRB. July 1978. 9 - 16 p.
- Sterbetz, I. (1978a): Documents dans les arts plastiques pour l'étude de la migration des bernaches a cou roux. Bull. du Musée Hongrois de Beaux Arts. no 50. 173 - 175 p.
- Sterbetz, I. (1979): The Role of the maize monocultures in the food basis on the migration of Waterfowl. Állattani Közlemények 1978. 153 - 159 p.
- Sterbetz, I. (1981): Occurrences of the Red-breasted Goose at Kardoskút in 1978 - 1979. Aquila 1980. Tom. 87. 141 - 142 p.
- Sterbetz, I. - Szijj, J. (1968): Das Zugverhalten der Rothalsgans in Europa. Vogelwarte 3/4. 266 - 277 p.
- Szomjas, G. (1920): Brief aus der Hortobágy Puszta. Aquila Tom. 27. 273 p.

- Szomjas, L. (1926):* Die relative Häufigkeit der Wildgänse in Hortobágy. *Aquila* 1925 – 1926. Tom. 32 – 33. 158 – 160 p.
- Tarján, T. (1926):* Nordische Wildgänse in der Hortobágy. *Aquila*, Tom. 32 – 33. 152 – 156 p.
- Tarján, T. (1931):* Ornithologische Nachrichten aus der Hortobágy. *Aquila* 1929 – 1930. Tom. 36 – 37. 332 – 334 p.
- Timmerman, A. – Mörzer Bruyns, M. F. – Philippona, J. (1976):* Survey of the Winter distribution of palearctic geese in Europe, Western Asia and North Africa. *Limosa*, no. 4. 230 p.
- Vasvári, M. (1929):* Die Winterquartiere der Rothalsgans in tiergeographischer Belichtung. *Aquila*, tom. 34 – 35. 228 – 241 p.
- Witherby, H. F. – Jourdain, F. C. R. – Tucker, B. W. – Ticehurst, N. F. (1948):* The Handbook of British Birds. London, Witherby LTD. 206 p.

XIII. PRESENT STATUS OF THE *BRANTA RUFICOLLIS* POPULATION AND MEASURES FOR ITS CONSERVATION

A. A. Vinokurov

With regard to the recommendations of IWRB's XXII Board Meeting, work has been done on the study of the present population status and seasonal distribution of *Branta ruficollis* and on the intensification of measures in the field of its conservation.

Organization of work

a) The nesting grounds of *B. ruficollis* in the Arctic regions and its migration areas in West Siberia are vast and sparsely populated. *B. ruficollis* is quite unlike other geese. That is why in the Soviet magazine "Hunting and hunting management" a colour drawing and an appeal to hunters and nature lovers to send information about this species to the All-Union Institute on nature conservation were published in 1977 by A. Vinokurov. The employees of the state hunting inspectorate were also involved in the work of data gathering.

b) *B. ruficollis* as an endemic species was included in the Red Data Book of the USSR. By this act the attention of ornithologists was drawn to this species. An appropriate appeal was made at the Fourth All-Union Meeting on Anseriformes (Moscow, 1977).

c) In the Central Research Laboratory for hunting management (Moscow), in the Extreme North Scientific Research Institute of Agriculture (Norilsk) and in the All-Union Research Institute on Nature Conservation (Moscow), the study of *B. ruficollis* was included in the programme of research during 1976–1980.

d) The following scientists took part in this work in different years: from Moscow: V. Krivenko, A. Vinokurov, I. Kostin, G. Ivanov, A. Lin'kov and others; from Norilsk: V. Zyryanov, V. Dorogov, B. Pavlov, B. Borzhonov, G. Yakushkin and others; from Sverdlovsk: N. Danilov, A. Balakhanov, V. Ryzhanovski; from Melitopol: V. Lysenko; scientists from Astrakhan, Krasnovodsk, Kurgaldzin, Naurzum and Kyzyl-Agach state reserves and also many specialists and hunters-correspondents from various regions of the USSR responded to the appeal.

Direction of research and the amount of work done

a) In the course of expeditions to Yamal, Gydan and Taimyr the distribution of nesting and moulting *B. ruficollis* was investigated. Aerial counts were made from an AN-2 aircraft (in 1977–1981 the distance covered by air was more than 35 000 km, about 9000 km of this above rivers at an altitude of 40–60 m), from a motorboat (more than 3000 km along the rivers of Taimyr, Gydan and also Yamal). Stationary observations were made in some places on the Rivers Pyásina, Purá, Agápa, Lagáta and Garbóta (Taimyr) and Shchuch'ya (Yamal).

b) Regular observations in March–April and in October–November were carried out in the staging places of *B. ruficollis* along their migration flyway at Manych (Rostov region) and Kalmykien (V. Krivenko, A. Linkov), on the North-Western coast of the Sea of Azov ("Molochny liman"; V. Lysenko), in Kyzyl-Agach reserve (T. Vorobjeva). Also examined were the North-eastern Caspian (Turkmenian SSR from Kara-Bogaz-gol to Gassan-Kuli; N. Skokova and A. Vinokurov in October 1979) and wintering grounds of geese in Kyzyl-Agach and Ak-Gel reserves (N. Skokova and A. Vinokurov in October–November 1980).

c) Information received from hunters and specialists about observations of *B. ruficollis* in the nesting, moulting, migration and wintering grounds was analysed (more than 100 answers).

The results of the research

Information, received from expeditions, answers of specialists hunters and also some data collected for the book "Rare, threatened and inadequately known birds of the USSR" (Proc. of the Oka reserve, vol. 13, 1976), made it possible after only a year and a half to prepare and publish an article about the present status and migrations of *B. ruficollis* (Vinokurov et al., 1978—in English). Unfortunately the map of seasonal distribution of *B. ruficollis* has not been published in this paper.

a) Nesting period

Nesting areas of *B. ruficollis* nowadays extend as before on the Yamal, Gydan and Taimyr peninsulas. Nesting grounds and areas of concentration for moulting are found sporadically (see Map 1). The picture of birds' distribution and their numbers in different places changes from year to year. In different years the correlation of nesting birds (with young) and moulting birds (individuals) changes; this is especially apparent at the northern and southern extremities of the range.

The total number of adult and young *B. ruficollis* in 1978–1979 was in the post-nesting period (end of July–August) approximately 22 000–27 000 birds. Of these, 17 000–20 000 were on Taimyr, 3000–4500 on the Gydan, and not more than 2000–3000 on the Yamal (V. Krivenko). According to other data (V. Balakhanov et al., 1979; N. Danilov et al., 1977) the numbers of *B. ruficollis* on the Yamal does not exceed 500–600 individuals. The Yamal territory is being intensively developed now for natural gas, but there are quite enough

nesting and moulting grounds for *B. ruficollis*. On the Gydan and particularly on the Taimyr natural habitats for *B. ruficollis* are more favourable. In recent years there is a tendency to some increase in the population size and habitats of *B. ruficollis*, in particular, the spread of nesting grounds to the East.

Research on ecology

Work has been done on hatching and growth of young, breeding success in various years and on food of *B. ruficollis* (I. Kostin, 1981; V. Zyryanov, B. Pavlov, 1979; V. Dorogov et al., 1979). Breeding success varies substantially in different years. It was highest in 1976 and 1978 (36–38% of birds bred), in 1977 only 4–5% bred (the same in 1971). The quantity of young in broods also varies from 4.5 to 7.5 (average over several years – 5.7 young per pair).

Ringling and marking of *B. ruficollis* has not been done on a large scale and it is premature to speak about the results of this work.

b) *B. ruficollis* migration

The main picture of migrations since 1968–1969 has remained without change: *B. ruficollis* flies from the nesting grounds along the basins of the Ob, Irtysh and Tobol Rivers – North-Western Kazakhstan – Northern Precaucasus – Southern Ukraine to the Danube delta (A. Vinokurov et al., 1978; Yu. Isakov, 1979). Big concentrations of resting and feeding *B. ruficollis* are recorded in the Ob valley (Oktyabr'ski and Khanty-Mansiyski districts of Tyumen region), on the lake plateau in the area between the upper reaches of the rivers Tobol, Ubagan, Ul'kayak and Turgai (Kustanai region) and on Manych (Precaucasus). The greater part of the *B. ruficollis* population flies between these areas without stopping.

Between Manych and the wintering grounds (in exceptional years *B. ruficollis* is found on Manych even in winter) there are some staging places of *B. ruficollis* where their numbers and length of stay depend on weather conditions.

In recent years *B. ruficollis* has been found in Central and East Siberia; there is a possibility that the birds, having spread to the eastern part of the Taimyr peninsula, are beginning to fly to China to winter.

c) Wintering area of *B. ruficollis*

Information received between 1976 and 1980 about *B. ruficollis* wintering outside the USSR is not sufficient for accurate localisation of the species' wintering grounds.

B. ruficollis is found in winter (apart from Manych and north Black Sea coastal region) from the Danube delta to Evros/Meriç delta. Small groups of these geese winter in Transcaucasus, in Iran, and sometimes in Iraq (see references).

In the USSR in south-eastern regions of the Caspian, conditions are not suitable for wintering *B. ruficollis* (because of the lack of food). In south-

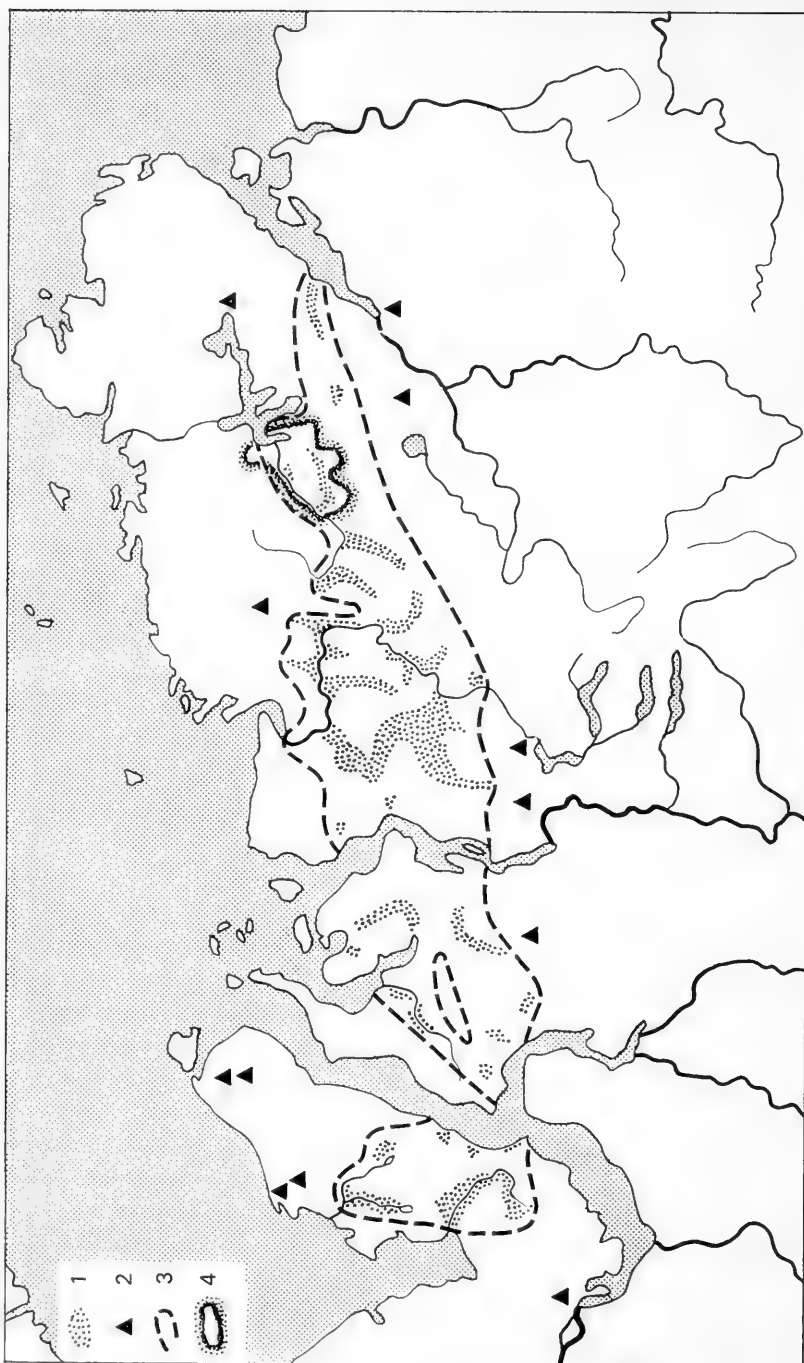


Figure XIII/1: Summer area of *B. ruficollis*. 1. Areas where nesting and moulting birds concentrate, 2. Scattered pairs and flocks, 3. The boundary of the main territory in summer in 1976–80, 4. Taimyr strict reserve

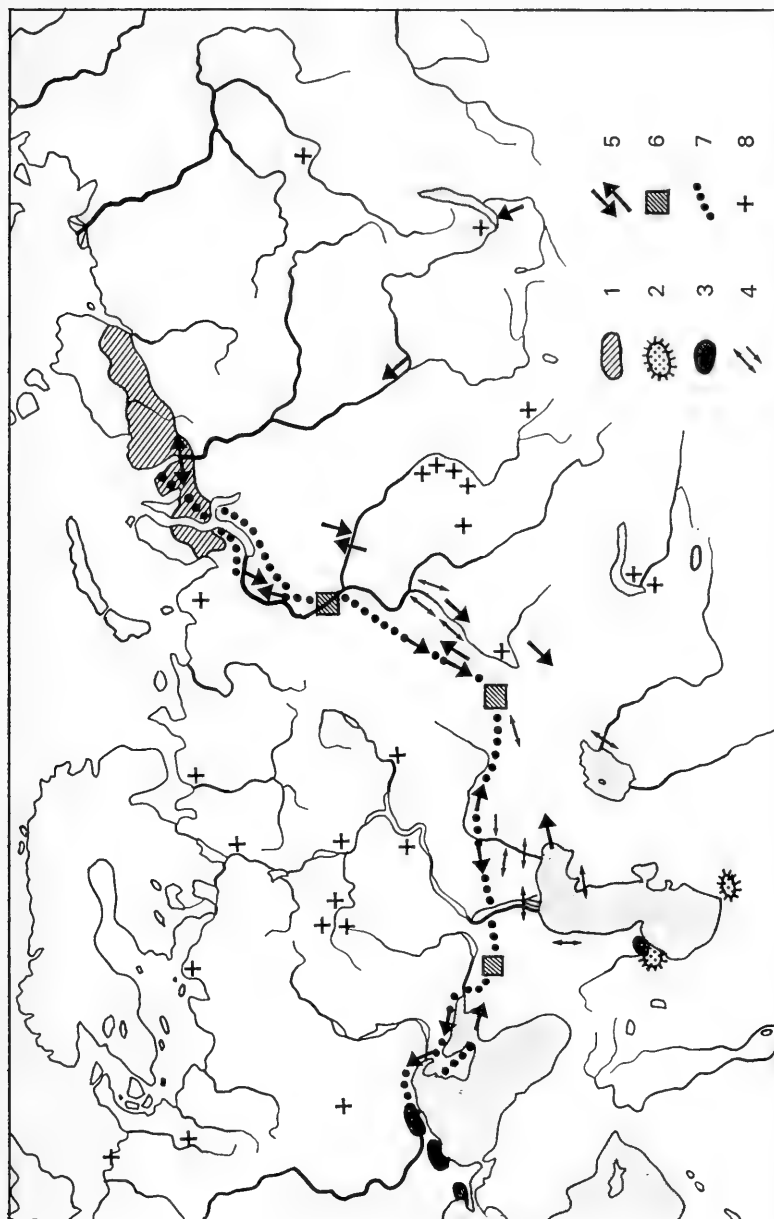


Figure XIII/2: Distribution and migrations of *B. ruficollis*. 1. Breeding grounds before 1968, 3. Wintering grounds after 1968, 4. Occurrence on passage before 1968, 5. Occurrence on passage since 1968, 6. Mass staying-points during migration, 7. Probable flyway, 8. Occasional occurrences

western regions of the Caspian (Kyzyl-Agach and Ak-Gel reserves) the number of wintering *B. ruficollis* in recent years has not exceeded 100 individuals.

A few *B. ruficollis* were observed in China in the lower Yang-tze basin (Cheng, 1976).

Protection of *B. ruficollis*

In the USSR the hunting of this species is prohibited. *B. ruficollis* is included in Appendix II of CITES and capture of this species in the USSR is allowed only on delivery of a special permit, after consultation with the scientists of the All-Union Research Institute on Nature Conservation.

On the Taimyr peninsula in 1979 a new strict reserve – Taimyrski zapovednik (1 324 000 ha) was set up. In one of the former mass wintering areas of *Bi ruficollis*, Ak-Gel lake in Azerbeidzan, Ak-Gel strict reserve (9100 ha) was set up in 1978.

In the Ob valley in the staging places of *B. ruficollis* "Elizarovski" regions reserve (about 80 000 ha) was set up, and at Manych the "Manychski" republic's reserve (more than 70 000 ha) was established.

Biotechnical activities aimed at restoration of feeding fields for geese are being carried out in the Kyzyl-Agach state reserve (wetland of international import "Zaliv im. Kirova").

For the purpose of promotion of the idea of *B. ruficollis* conservation, a lot of leaflets and posters are being issued. Large scale educational work is done with the help of mass media.

Plans for the future

a) To specify the wintering grounds of *B. ruficollis* to establish whether these grounds are consistently used in various winters, and to coordinate the efforts for conservation of this goose in winter.

b) To discover all staging places of *B. ruficollis* along its flyways in the territory of the USSR, and in the main ones to set up seasonal refuges in the main ones (at Manych and in the Valley of the Ob, such reserves have already been established).

Author's address:
A. A. Vinokurov
Znamenskoye – Sadki
142790
P. O. Vilar, Moscow
Region Moscow
USSR

References

(Bibliography on Red-breasted Goose, 1976 – 1981)

Andrusenko, N. N.: (Data on migration of Red-breasted Goose in Kurgaldzin reserve) – Second All-Union Conf. on birds migr. Alma-Ata, part 1. 1978: 78. (in Russian)

Andrusenko, N. N.: (Data about spring birds migration on southwestern part of Kurgaldzin lake) 1980: 191 – 201. (in Russian)

- Antipov, A. M.: (Spring migration waterfowl in Khanty-Mansisk district) 1978: 9–10. (in Russian)
- Ardamatskaya, T. B.: (Red-breasted Goose in the North Black Sea Coastal Region) 1976: 48–49. (in Russian)
- Balakhonov, V. S. et al.: (Red-breasted Goose on the river Yuribei) (Gamal) 1979: 91–92. (in Russian)
- Balakhonov, V. S., Pyzhanovsky, V. N., Sosin, V. F.: (Red-breasted Goose on the Gamal) 1971: 6. (in Russian)
- Bondarev, A. et al.: (Brief reports on Red-breasted Goose) 1976: 56–60. (in Russian)
- Borisov, A. M.: (Wetlands and waterfowl of Primersko-Akhtazskikh lakes) (Krasnodar region) 1977: 47–49. (in Russian)
- Danilov, N. N., Pyzhanovsky, V. N., Ryabitsev, V. K.: (Spreading rare birds on the Gamal) 1977: 210. (in Russian)
- Danilov, N. N., Pyzhanovsky, V. N., Ryabitsev, V. K.: (Waterfowl of the Gamal peninsula) 1977: 22–24. (in Russian)
- Danilov, N. N., Pyzhanovsky, V. N., Ryabitsev, V. K.: Status of waterfowl in the Yamal peninsula. – Proc. Symp. on the Mapping of Waterfowl Distrib., Migr. and Habitats (Alushta, 1970), Moscow, 1981: 277–281.
- Department of the Environment of Iran. Report from Iran. – IWRB Bulletin, No. 41/42. July/Dec. 1976: 34–36.
- Dorogov, V. Th., Zyryanov, V. A., Kulpastchikov, L. A.: (Special distribution and numbers of Red-breasted Goose on western Taymyr) 1979: 75–76. (in Russian)
- Dorogov, V. Th., Kokorev, Ya. I.: (About avifauna northern Taymyr basin of river Nizhnyaya Taymyra) 1981: 116–125. (in Russian)
- Drobovtsev, V. I., Vilkov, V. S.: (Phenology of migration waterfowl in forest-steppe northern Kazakhstan) 1978: 105–106. (in Russian)
- Elkin, K. Th.: (Red-breasted Goose in the Naurzum reserve) 1976: 46–48. (in Russian)
- European news. – Brit. Birds, v. 71, No. 12, 1978: 582–587.
- Gavrin, V. Th. et al.: (Spring migration waterfowl in the Middle Region of the USSR) 1980: 5–45. (in Russian)
- Grachev, V. A.: (Rare and endangered birds of mouth river Ili) 1977: 175–177.
- Gyngasov, A. M., Milovidov, S. P.: (Avifauna of Western-Siberian plateau) 1977: 36–37.
- Isakov, Yu. A.: (Migration of Red-breasted Goose) *Rufibrenta ruficollis*. 1979: 203–209. (in Russian)
- Krivenko, V. G. et al.: (Migration, distribution and number waterfowl in the Middle Region of the USSR) 1980: 65–97. (in Russian)
- Kalyakin, V. N.: (About rare birds of southern Yamal) 1977: 217–219. (in Russian)
- Köhler, D.: Im Winterquartier der Rothalsgans. – Der Falke, Jg. 27., H. 5, 1980: 150–151.
- Kostin, I. O.: (Data on ecology of Red-breasted Goose in nesting and postnesting periods). 1981: 115. (in Russian)
- Kostin, Yu. V., Dulitski, A. I., Maltsev, I. V.: (Rare animals of Crimea) 1981: 65–66. (in Russian)
- Krivenko, V. G.: Status of the water bodies and waterfowl population in the Pre-Caucasus. – Proc. Symp. on the Mapping of Waterfowl Distr., Mig. and Habitats (Alushta, 1976), Moscow, 1981: 248–254.
- Krivenko, V. G. et al.: (Spring migration of geese on Azov and Caspian seas) 1978: 73–75. (in Russian)
- Krivenko, V. G., Fertikov, V. I., Petrenko, V. Th.: (Red-breasted Goose on western Manych) 1978: 72–73. (in Russian)
- Krivososov, G. A.: Westlands and waterfowl in the Caspian Sea. – Proc. Symp. on the Mapping of Waterfowl Distr., Migr. and Habitats (Alushta, 1976), Moscow, 1981: 255–264.
- Kuksov, V. A., Savolyev, V. D.: (Number of waterfowl of basin river Dudypa (Taimyr) and human activity). 1977: 95–97. (in Russian)
- Levin, A. S.: (Data on migration Red-breasted Goose along the river Ural) 1978: 88–89. (in Russian)
- Linkov, A. B.: (Migration of geese on eastern Manych at autumn 1977) 1978: 76–97. (in Russian)
- Loew, G.: Nachweise seltener Gansarten am Gülper See, Kreis Rathenow. – Naturschutzarb. Berlin und Brandenburg, Bd. 12, H. 1, 1976: 26–30.
- Lysenko, V. I.: (Rare duck species of the North Azov Sea Coastal Region) 1977: 9–11. (in Russian)

- Morozkin, N. I.: (Red-breasted Goose in Kyzyl-Agach reserve) 1976: 53–56. (in Russian)
- Oleinikov, N. S., Kasakov, B. A., Reshetnikov, Yu. I.: (Red-breasted Goose in the Azov Sea Coastal Region) 1976: 49–50.
- Petrovich, Z. O.: (Wintering of geese and ducks in the Danube mouth) 1978: 51–52. (in Russian)
- Plotnikov, V.: (Red-breasted Goose on the Taimyr) 1979: 8–9. (in Russian)
- Poslavski, A. I.: (Red-breasted Goose in north-east Caspian Sea Coastal Region) 1976: 51–51. (in Russian)
- Priklonski, S. G.: (On the number of the Red-breasted Goose in the Kyzyl-Agach Reserve) 1976: 52–53. (in Russian)
- Pusçariu, V.: Report on Rumania. – IWRB Bull., No. 43/44, July/Dec. 1977: 34–35.
- Randla, T.: Taimyrin niemimaa, arktisinta Siberiaa. – Suomen luonto, v. 38, No. 3, 1979: 123–126. (Finn., English summ.)
- Roberts, J.: Observations on migrant and winter wildfowl populations on the Bulgarian Black Sea coast. – IWRB Bull., No. 45, 1978: 19–27.
- Sabinevski, B. V.: (Data on migration and wintering of Red-breasted Goose in the Danube mouth) 1977: 73–74. (in Russian)
- Samusev, I. Ph.: (About rare birds eastern Kazakhstan) 1977: 219–222. (in Russian)
- Sdobnikov, V. I.: (Red-breasted Goose on northern Taimyr) 1976: 44–46. (in Russian)
- Smart, M.: Recent reports on *Branta ruficollis*. – IWRB Bull., No. 41/42, 1976: 83–84.
- Shevchenko, V. V. et al.: (Spreading and number some rare birds in the North Caspian Sea Voastal Region) 1977: 235–229. (in Russian)
- Timmerman, A.: On the occurrence of geese in the Western Palaearctic – Proc. Symp. on the Mapping of Waterfowl Distr., Mig. and Habitats (Alushta, 1976), Moscow, 1981: 73–108
- Timmerman, A., Mörzer Bruyns, M. F. and Philippona, J.: Survey of the winter distribution of palaearctic geese in Europe, Western Asia and North Africa. – Limosa, v. 49, No. 4, 1976: 230–292.
- Varshavski, S. N., Varshavski, B. S., Garbusov, V. K.: (Some rare and endangered birds of the North Aral Sea Coastal Region) 1977: 146–158. (in Russian)
- Vinogradov, V. V., Morozkin, N. N.: (Red-breasted Goose) *Rufibrenta ruficollis* Pall. (on Western Caspian Sea) 1979: 244–245. (in Russian)
- Vinokurov, A. A.: (Red-breasted Goose on Taimyr) 1977: 69–71. (in Russian)
- Vinokurov, A. A.: (Red-breasted Goose) *Rufibrenta ruficollis* Pall. on Taimyr 1981: 181–185. (in Russian)
- Vinokurov, A. A., Isakov, Y. A., Krivenko, V. G., Pavlov, B. M.: Status of *Branta ruficollis* in the USSR. – Some problems of wildlife conservation in the USSR. XIV General Assembly and Techn. Meeting IUCN (Ashkhabad, 1978). Moscow, 1978: 173–183.
- Vakushkin, G. D.: (Number of Bewick's Swan, Red-breasted Goose and Peregrine Falcon in the basin of the river Verkhnyaya Taimyra) (central Taimyr) 1979: 111–113. (in Russian)
- Zhirnov, L. V., Vinokurov, A. A., Bychkov, V. A.: (Rare and threatened animals of the USSR) Mammals and Birds. 1978: 168–169. (in Russian)
- Zhuli, V. A.: (Migration swans and geese on South Tselinograd region) 1978: 59–61. (in Russian)
- Zyryanov, V. A., Pavlov, V. M. (Breeding of Red-breasted Geese on Taimyr) 1977: 7–73. (in Russian)
- Zyryanov, V. A., Pavlov, B. M. (Structure of the population of Red-Breasted Goose on western Taimyr) 1979: 143–144. (in Russian)
- Zyryanov, V. A., Sokolova, M. V.: (Some data on behaviour, growth and nutrition of Red-breasted Goose on the Taimyr-Scientific) Papers on the Extreme North Scientific Research Institute of the Agriculture, Vol. 26. Novosibirsk, 1979: 57–62. (in Russian) 122. (English summ.)

Remark* In these articles are some data about migration, wintering, numbers or biology of Red-breasted Goose. (A. Vinokurov)

XIV. NUMBER OF BEAN GOOSE (*ANSER FABALIS* SP.) IN THE WINTERING AREAS

M. Fog

The breeding range of the *Anser fabalis* is the boreal and tundra zones from about 75° N to about 60° N (in some areas 50° N) in Scandinavia and USSR. Within the range subspecies have developed. On the European wintering grounds two subspecies are dominating, namely the *Anser fabalis fabalis*, a taiga goose breeding in Scandinavia and western Siberia wintering in Scania, DDR, Poland, northern part of The Netherlands and Great Britain, and the *Anser f. rossicus*, a tundra goose breeding more to the east and north and dominating on the wintering grounds in Hungary, and southern part of The Netherlands.

Timmermann et al. (1976) state that about 100 000 individuals of *Anser fabalis* sp. are wintering in central Europe, about 4000 in Spain, 40 000 in northwest Europe, and in Great Britain a few hundred.

Number of geese in winter quarter 1977 – 80

Countings of Bean geese have taken place more or less steadily in many countries, even there is no stable co-ordination of the counting dates. However, the old system of using the week-ends nearest to the middle of the month still functions, and data are kept either by a national co-ordinator or by persons who are specially dealing with the Bean Goose. In some cases data from the latest years have already been published or might be available at the IWRB headquarters.

For this report – the first on Bean goose since my commencement as a co-ordinator of the IWRB Bean Goose Research – the above mentioned sources have been contacted.

It is not possible to give a complete survey on the species in Europe because of the incompleteness of data and lack of exact counting day. Besides the method used for counting varies very much from one country to another.

Best data, however, are from 1977/78 and 1978/79 and therefore chosen as an example. Unfortunately no data were available from Estonia, Latvia, and Czechoslovakia. From FRD only data up to 1976 were present. In Poland only the Slonsk Reserve is counted, but it is said that in autumn 80 000 – 100 000 Bean geese use to stay in Northwest Poland. Great Britain is not in the figure as so very few geese are present. In the winter 1980/81 a total of 165 was reached in Norfolk, the highest number since 1945. Besides 100 were seen in Scotland. From Ireland is stated that Bean goose is not there.

For both years the November counts give the highest number, namely about 200 000 in 1977 and 300 000 in 1978. This must be a minimum size as it is no total count. The main part of the *Anser f. fabalis* were in Sweden and GDR. In both countries neck-banding programmes have taken place during some years. Observations and recoveries have given a hint of the fact that the individuals in those two countries do not mix up very much, so it is very unlikely that it should be the same birds counted twice. In other parts of Europe most geese were seen in Poland and Hungary. The data from Poland is a minimum as we know that only one locality is counted. From here — the reserve of Slonsk — two counts however were available, and the number given is an average. From Hungary more data are available, for example 17.11. 1979 and 16. 11. 1980 where 69 000 and 65 000 *Anser fabalis* were present, and in December 1979 and 1980 60 000 and 109 000 individuals were observed. In GDR about 100 000 were present in Nov. 1979.

Comparing these data to those given by *Timmermann et al.* the number of *Anser fabalis* sp. wintering in Europe is increasing. This might be a true increase even may be the countings have been better in some areas.

a) Neckbanding programme, breeding biology study, migratory and moulting study in the Nordic countries within the framework of the Nordic Council for Game Research 1976 — 81

b) Countings are taking place in certain European countries

c) Neckbanding programme in GDR

d) Feeding ecology in Denmark

Table XIV/1.

Number of geese in winter quarter

1977-78	Nov	Dec	Jan	Febr	March
Sweden	42 000	22 000	24 000	17 000	23 000
Denmark	1 000	1 000	3 000	2 000	1 000
GDR about	90 000	*/	40 000	*/	*/
The Netherlands	473	16 000	29 000	45 000	2 000
Hungary	39 000	2 000	25 000	3 000	442
Poland	26 000	11 000	10 000	8 000	7 000
Total	198 473	52 000	131 000	75 000	33 442
1978-79	Nov	Dec	Jan	Febr	March
Sweden	60 000	26 000	12 000	2 000	16 000
Denmark	1 000	2 000	2 000	1 000	1 000
GDR	110 000	*/	4 000	*/	*/
The Netherlands	160	11 000	100 000	76 000	3 000
Hungary	84 000	47 000	7 000	14 000	630
Poland	38 000	49 000	—	—	2 500
Total	293 160	135 000	125 000	93 000	23 130

* not available

e) Hand-rearing and stocking of *Anser fabalis* in Middle and Northern Sweden (WWF etc.), Sweden.

Kalö, October 16. 1981.

Author's address:
Mette Fog
Kalö
Game Biological Station
8410 Rønde
Denmark



XV. THE STATUS OF THE PINK-FOOTED GOOSE

ANSER BRACHYRHYNCHUS

M. A. Ogilvie

Introduction

There are two completely separate populations of the Pink-footed Goose in the world (*Ogilvie*, 1978).

1. Breeds in Iceland and East Greenland and winters entirely within Britain.
2. Breeds in Svalbard (Spitsbergen) and winters in Denmark, West Germany, Netherlands and Belgium.

This contribution reviews the past and current status of both populations.

Icelandic—British population

This population has been censused in Britain since 1960, and earlier estimates are available going back to 1950. The censuses are carried out on the first or second weekend in November each year. An earlier census date would be possible for this species because the entire population has usually arrived by the middle of October. However the early November date is convenient for simultaneously censusing the Greylag Goose *Anser anser*, and these do not arrive in Britain until towards the end of October. The Pinkfeet are still very concentrated in early November, though dispersing more widely as the winter progresses.

The census is organised by me and involves up to 100 amateur bird-watchers counting the birds, mainly at the night-time roosts, on the designated weekend. In addition I take part in the actual census, working in areas where there are not sufficient bird-watchers. Much of my time is also spent in gathering large samples of age-ratios and brood sizes in order to assess annual breeding success. Few bird-watchers can be bothered to make such detailed observations.

Table 1 sets out the population totals found in Britain each November since 1950, together with the percentage of young birds. There has been a three-fold increase in the thirty-year period, from around 30 000 in 1950 to the present 95 000. *Boyd and Ogilvie* (1969) and *Ogilvie and Boyd* (1975) have reviewed in detail the population dynamics, status and distribution of the Pinkfeet in Britain, so I will merely summarise some of their conclusions here and bring the story up to date.

The reasons for the large increase through the 1950s and 1960s can be explained partly by a generally good level of breeding success, but probably more by improving conditions for the geese on their wintering areas in Britain. The birds have experienced a steady reduction in the amount of shooting to which they are exposed. At the same time the feeding for them has been

Table XV/1.

Numbers and breeding success of Pink-footed Geese in Britain, censused each November 1950–1980

Winter	Total	% young	5-year mean	Winter	Total	% young	5-year mean
1950–1	30 000	48.8		1966–7	76 500	21.6	
1951–2	34 000	24.9		1967–8	65 500	10.8	
1952–3	35 500	23.4		1968–9	65 000	11.7	
1953–4	32 500	33.3		1969–70	74 000	24.4	17.9
1954–5	37 000	34.9	33.1	1970–1	72 000	23.1	
1955–6	42 000	17.0		1971–2	65 000	23.2	
1956–7	49 500	18.4		1972–3	72 500	11.4	
1957–8	36 500	33.6		1973–4	82 500	30.5	
1958–9	54 000	25.9		1974–5	89 000	17.6	21.1
1959–60	54 000	20.0	23.0	1975–6	73 000	5.6	
1960–1	57 700	27.6		1976–7	71 000	11.3	
1961–2	59 000	37.4		1977–8	69 000	8.5	
1962–3	56 000	20.9		1978–9	78 000	18.4	
1963–4	57 000	20.2		1979–80	80 000	14.7	11.7
1964–5	65 600	26.6	26.1	1980–1	95 000	20.6	
1965–6	69 000	21.0					

getting better. Over the years a number of the more important goose roosts have received statutory protection leading to a total cessation or a reduction of shooting. Elsewhere the geese have helped themselves by deserting their formerly traditional roosts on estuaries, where there is virtually unrestricted shooting in favour of inland reservoirs and lakes, nearly all of which are in private hands, with either very limited or no shooting. Over the same period the amount of barley and potatoes being grown, particularly in Scotland, has greatly increased, as has the area of improved and fertilised grassland. The geese rely heavily on barley stubbles and harvested potato fields after their arrival in autumn, while grass becomes the preferred food later in the winter, and in the period prior to spring departure.

One of the more striking facts to emerge from this long-term population study has been the decline in breeding success. Also shown in Table 1, are five-year means of the percentage of young showing how it has dropped, particularly in the late 1960s and again in the late 1970s. This decline has been exacerbated by some very low production of young in recent years which can be attributed to very poor weather both in spring and during the breeding season. The overall trend downwards may be related to some long-term climatic deterioration but may equally reflect a shortage of nesting sites. It has been shown, for example, that the principal breeding area in central Iceland may already be overcrowded (*Gardarsson, 1972*).

Boyd and Ogilvie (1969) made predictions, based on counts up to 1968, that the population was quite likely to carry on increasing towards around 90 000 birds by the mid-1970s, though there was a possibility of a sharp

downturn. In the event their prediction was fulfilled, which encouraged *Ogilvie and Boyd* (1975) to make further predictions covering the period up to 1980. While they did not accurately predict the quite steep downturn which occurred, they did indicate that the population would not be much above the mid-1970s level by the end of the decade, which has turned out substantially correct.

Conditions on the wintering grounds remain quite favourable for the geese, though there have been increasing complaints of agricultural damage in a few areas. This may lead to the issuing of special licences permitting the shooting of birds in these areas between the end of the normal shooting season and their departure in late April. Overall this probably will not make a great difference to mortality.

Further upward movement seems probable in the long-term, though at a slower rate than in the past. The population remains at the mercy of successive poor breeding seasons, as was seen quite recently.

Svalbard-western European population

This population is present on passage in Denmark in autumn and spring, but winters largely further south, in West Germany, the Netherlands and Belgium. The only complete counts have been made in Denmark, from as early as 1931. Since 1961 the counts have been organised by the Game Biology Station at Kalø (see, e.g. *Fog*, 1980), and in the last few years also by J. Madsen of the Goose Study Group of the Dansk Ornithologisk Forening, who presents a detailed paper on the population at this symposium.

In view of Madsen's paper I will confine myself here to a brief summary of status and draw attention to one or two questions which are raised.

The Svalbard-western European population has trebled since 1931 (see Table 2, based on Madsen's paper), from under 10 000 to the present 27 000 – 29 000. Much of this increase has taken place in two quite short periods, in the late 1950s and in the last four or five years. The former increase is attributed by Madsen to the cessation of spring shooting in Denmark in 1955, while he suggests that the latter is related to increased protection in the wintering areas south of Denmark, and to a run of mild winters reducing mortality.

Age ratio counts have not been made regularly for this population, though in 1980 – 1 Madsen found 24.2% young birds. Paradoxically, after this quite good success, the population fell back slightly from its 1979 – 80 peak of 28 500 to 26 500. In the absence of Pinkfoot age ratios *Ogilvie* (1978) compared the numbers of the Pinkfeet with the breeding success of the Svalbard population of the Barnacle Goose *Branta leucopsis* and showed that there was reasonably good agreement between them. The Barnacle Goose breeding success figures since 1966 – 7 are added to Table 2. After many years of quite good production of young, which fits quite well with movements in the totals of Pinkfeet, the Barnacle Geese experienced two very poor years, in 1977 and 1979. It is therefore somewhat surprising that these are not reflected in the Pinkfoot counts. Indeed in both years the latter increased, slightly in 1977 but by a staggering 42.5% in 1979. There is a considerable, but certainly not total, overlap in the breeding range of the two species in Svalbard and personal observations in 1977 and also in 1981, which has been another breeding disaster

Table XV/2.

Numbers of Pink-footed Geese counted in Denmark since 1931, summarised from Madsen (this symposium).

Also shown are breeding success data for Svalbard Barnacle Geese since 1966–1967

Winter or period	Total	Winter	Total	% young Barnacles not recorded
1931–32 to		1965–66	14 500	
1940–41	mean 5 550	1966–67	15 000	13.3
1941–42 to				
1950–51	mean 7 700	1967–68	15 000	27.1
1951–52	5 000	1968–69	12 300	23.2
1952–53	10 000	1969–70	12 000	27.0
1953–54	4 000	1970–71	18 800	47.2
1954–55	4 000	1971–72	12 000	15.0
1955–56	5 000	1972–73	17 700	28.9
1956–57	6 000	1973–74	18 000	21.0
1957–58	9 000	1974–75	12 500	15.0
1958–59	no count	1975–76	14 000	20.0
1959–60	9 000	1976–77	16 600	23.0
1960–61	16 000	1977–78	18 000	2.5
1961–62	14 500	1978–79	20 000	26.0
1962–63 to		1979–80	28 500	3.5
1964–65	no count	1980–81	26 500	27.0

Note that in 1980–81 the Pink-footed Geese had 24.2 % young

for the Barnacle Geese, showed there to be very few young Pinkfeet reared in the area visited. This contained some hundreds of Pinkfeet. They seemed to be suffering from the same conditions of very cold, late spring and bad summers which so adversely affected the Barnacles.

Another problem which is raised by the striking increase in the numbers of Pinkfeet passing through Denmark is where are they wintering? Very few geese remain in Denmark after November (see table in Madsen). Counts from the Netherlands over the last six years have produced a mid-winter peak of between 6500 and 12 500 (Rooth *et al.*, 1981, and this symposium). No more than some hundreds winter in Belgium, plus a few in northern France. It would be interesting to learn whether there had been a great increase in the numbers wintering in West Germany where up to 1974 a peak of 8000 was exceptional (Timmerman, 1977). There would seem to be a strong case for co-ordinated mid-winter censuses of the Pink-footed Goose throughout these countries, in order to locate the current most important wintering areas and to make sure that they are safeguarded.

Author's address:
M. A. Ogilvie
Slimbridge/Glos
GL2 7BX, England

References

- Boyd, H. and Ogilvie, M. A.:* (1969) Changes in the British-wintering population of the Pink-footed Goose from 1950 to 1975. *Wildfowl* 20: 33–46.
- Fog, M.:* (1980) Gasetaellinger 1979–80. *Dansk Vildtforskning* 1980: 56–7.
- Madsen, J.:* Observations on the Svalbard population of the Pinkfooted Geese in Denmark. This symposium.
- Ogilvie, M. A. and Boyd, H.:* (1975) The numbers of Pink-footed and Greylag Geese wintering in Britain: observations 1969–1975 and predictions 1976–1980. *Wildfowl* 27: 63–76.
- Ogilvie, M. A.:* (1978) *Wild Geese*. Berkhamsted: Poyser Ltd.
- Rooth, J. et al.:* (1981) Numbers and distribution of wild geese in the Netherlands, 1974–1979. *Wildfowl* 32: 146–55.
- Timmerman, A.:* (1977): Het wintervoorkomen van de kleine rietgans *Anser Brachyhynchus*. *Limosa* 50: 71–91.

XVI. OBSERVATIONS ON THE SVALBARD POPULATION OF *ANSER BRACHYRHYNCHUS* IN DENMARK:

- (a) Numbers distribution and breeding success in 1980/81 and
(b) Population trends 1931–1980

J. Madsen

Report Number 3 of the Goose Study Group of the Danish Ornithological Society

Introduction

The present report presents a preliminary account of a census of the Svalbard population of *Anser brachyrhynchus* in Denmark during 1980/81, and a summary of the evidence on population development during the period from 1941/32 to 1980/81.

The census is a part of an intensive study programme of the staging and wintering goose populations in Denmark, undertaken by the Goose Study Group of the Danish Ornithological Society. The Goose Study Group, which cooperates with the Game Biology Station (Kale), the Zoological Museum of the University of Copenhagen and the National Agency for Protection of Nature, Monuments and Sites of the Ministry of Environment, started national goose counts in October 1980. The aim of the study is to provide data on the status of Danish goose haunts, their habitats and goose usage as well as to provide accurate, monthly estimates of the total numbers of geese in the country. The study is an extension of an earlier account of the Danish goose haunts (*Fog*, 1971) and is a continuation of previous and on going recording at the most important Danish bird localities (*Joensen*, 1974, *Ferdinand*, 1971 and 1980, *Meltofte* in press, *Dybbro* in prep.), carried out by the Danish Ornithological Society and the Game Biology Station. The goose study is based on mid-monthly counts, supplemented with as many counts as possible, where the observers map the location of the goose flocks and the agricultural usage of the habitats. At the moment 82 sites are covered.

In addition to goose counts it is planned to make a continuous assessment of the breeding success of *A. brachyrhynchus*, *Branta bernicla bernicla*, *Branta bernicla hrota* and *Anser fabalis* staging and wintering in Denmark. A full account of the activities of the Goose Study Group is given in an annual report (in prep.), of which a summary is given by *Madsen* and *Lund* (in press).

Numbers, distribution and breeding success in 1980/81

The Svalbard *A. brachyrhynchus* stay on the west coast of Denmark during autumn and spring on their way between the Arctic breeding grounds and their wintering quarters in the west of Germany, the Netherlands and Belgium. The first flocks usually arrive by the end of September (*Lind*, 1956, *Madsen*, 1980), and the major part of the population stays in Western Jutland till the end of October whereupon the geese leave the country (*Meltofte*, 1973, *Madsen*, 1980). They arrive in the Netherlands by early

November (*Timmermann*, 1977). In mild winters a smaller part of the population may winter in Denmark (*Madsen*, 1980), but the majority of the birds do not reappear until mid March. From mid April to mid May the population is concentrated on the Danish haunts whereupon the migration to the breeding grounds proceeds (*Lind*, 1956, *Fog*, 1977a).

In Table 1. the results of the 1980/81 counts are compared to average numbers in the preceding four winters, when counts were carried out by the Game Biology Station (*Fog*, 1977b, 1978, 1979, 1980). Temperatures were high in mid February 1981, and this gave rise to extraordinarily high numbers of wintering geese. Apart from this, no major difference was found in numbers compared to earlier years.

Figure 1 shows the distribution of *A. brachyrhynchus* during autumn (October to December) and spring (January to May), respectively. The distribution is given in goose-days per haunt (calculated as the multiple of the average number of geese on two successive counts by the number of days between the counts), as this is regarded a better expression of usage than maximum numbers.

In autumn *A. brachyrhynchus* restricted to sites where shooting is controlled, whereas in spring when shooting is banned the geese are more dispersed. Thus, in autumn 91% of the total goose-days were spent at two localities, whereas the same percentage was spent on seven sites in spring. A total of 2 217 000 goose-days were spent in Denmark in 1980/81, the most important sites being Filsø (648 000 goose-days), Vest Stadil Fjord (499 000 goose-days) and Ballum Enge (330 000 goose-days). The dike-building on the Rodenas (Hojer Wadden Sea coast) seems to have affected goose usage drastically. Only 7400 goose-days were spent in the Danish part of the area (against 127 000 goose-days in 1979) before the dike-building (*Gram*, 1981).

The significance of the Danish haunts can be expressed as goose-days in Denmark in relation to the total number of goose-days spent on the wintering grounds (from 1 October to 15 May). Thus Denmark holds 36% of the goose-days (using 27 000 geese as an average population size for the season; see below).

Table XVI/1.

	1976/77–1979/80 ^a	1980/81
September	1 350	—
October	18 025	17 625
November	1 065	2 606
December	240	344
January	508	224
February	5 725	12 131
March	9 363	12 929
April	15 900	19 339
May	—	1 552
June	—	0

^a: Average of four seasons, based on *Fog* (1977b, 1978, 1979, 1980)

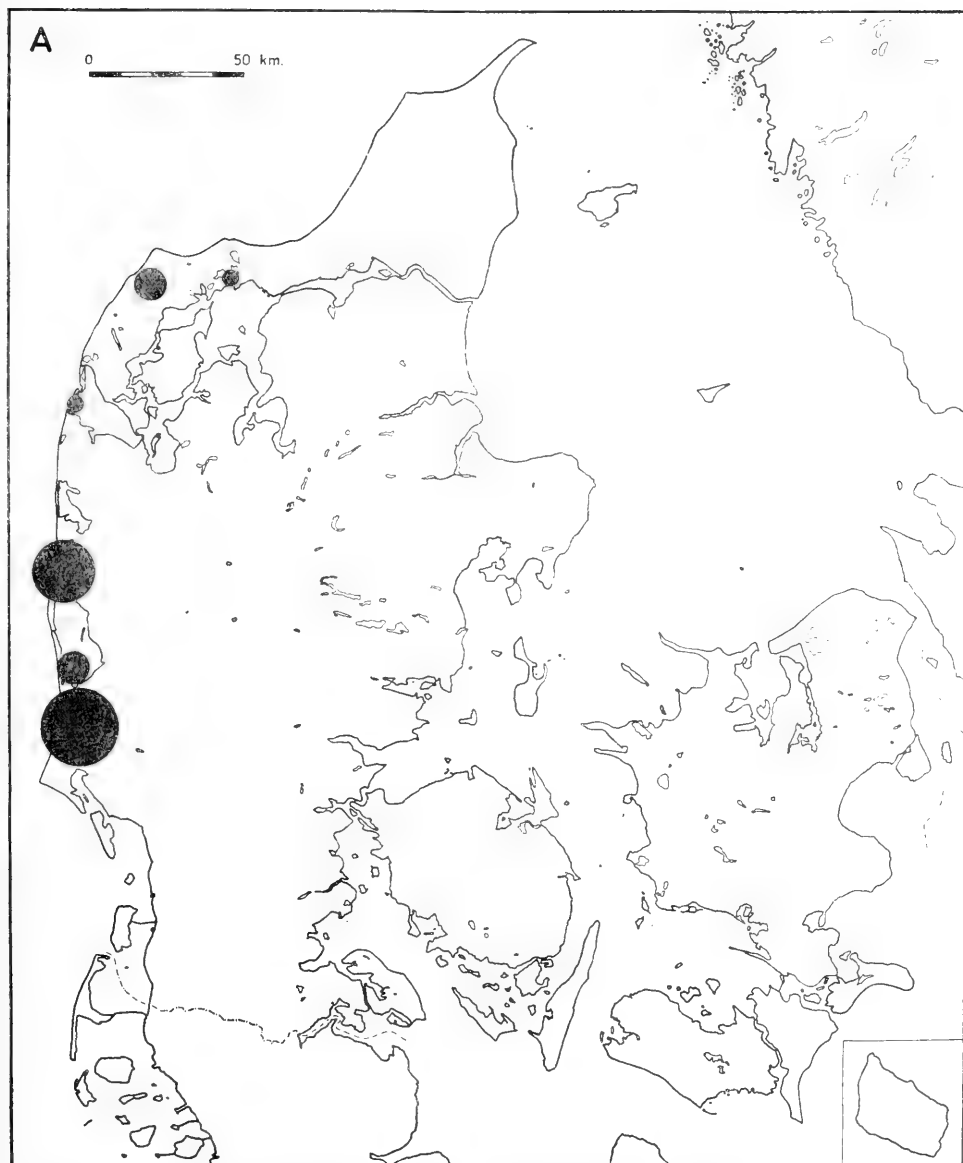


Figure XVI/1 A: Distribution of *Anser brachyrhynchus* in autumn (October-December) 1980. For key to size of circles, see Fig. 1. B.

From the information on habitat usage by the geese it appears that 63% of the goose-days are spent on arable land stubble fields and cereals, including the feeding project conducted by the Game Biology Station at Vest Stadil Fjord (see *Fog*, 1977a), 23% on pastures (culture grasses), 10% on saltings and 4% on meadows. As these crude estimates are only based on one year's information they must be regarded as preliminary.

The breeding success of *A. brachyrhynchus* was estimated in autumn 1980 by observations at Filso. The breeding seems to have been successful: The proportion of 1st winter birds was found to be 24.2% ($n = 1114$) and the mean brood size 2.4 (s. d. = 0.9, $n = 81$). Compared to the breeding success of the Iceland/Greenland population wintering in Britain between 1969 and 1975 (*Ogilvie and Boyd*, 1976), the breeding season appears to have been successful for the Svalbard population, although the recruitment is below the potential of other goose populations (*Ogilvie*, 1978).

Population trends 1931–1980

The fact that the entire Svalbard population of *A. brachyrhynchus* stays in Denmark during autumn and spring and that shooting concentrates the geese (see Fig. 1) makes a census of the total population fairly easy to perform. Until 1955 there was an open season for spring shooting, and Tipperne was the only site along the Danish west coast where shooting was prohibited. Here, the geese concentrated during autumn and spring (*Lind*, 1956, *Madsen* 1980).

The following account is based on material from three sources:

1931/32–1961/62: counts performed at Tipperne (the National Agency for Protection of Nature, Monuments and Sites unpubl.);

1965/66–1976/77, 1978/79: the national goose count scheme organised by the Game Biology Station (*Fog*, 1975, 1977a, 1977b, 1979);

1977/78, 1979/80–1980/81: the author's own unpublished data.

The annual peak numbers counted during the period 1931/32 to 1980/81 are shown in Fig. 2. The year-to-year fluctuations probably reflect not only true population fluctuations, but also the accuracy of the counts. Therefore, only long-term trends are likely to be significant. Over the period there has been a threefold increase in numbers, which apparently has happened in two major steps. From 1931 to about 1959 the population level seems generally to have been below 10 000 individuals. From about 1959 to 1961, the population increased to 15 000 to 18 000 geese, and during the last three years, from 1978 to 1980, the population increased again, and now numbers 27 000 to 29 000 individuals (a maximum of 28 500 was counted at Filso in autumn of 1979).

Studies of reproduction were not carried out earlier, so that the exact nature of the increases is unknown. However, a probable explanation for the increase in the late 1950s is the closure of spring shooting from 1955. The number of geese shot during spring is unknown, but probably the shooting has had both a direct and an indirect effect on the population. Directly as a mortality factor, known to limit the growth of several goose populations, e. g. *B. b. leucopsis* (*Prckosch*, 1981) and Svalbard *Branta leucopsis* (*Owen and Norde* 1977). Indirectly, it is possible that spring feeding has a limiting factor, as shooting prevented the geese from utilizing many potential sites.

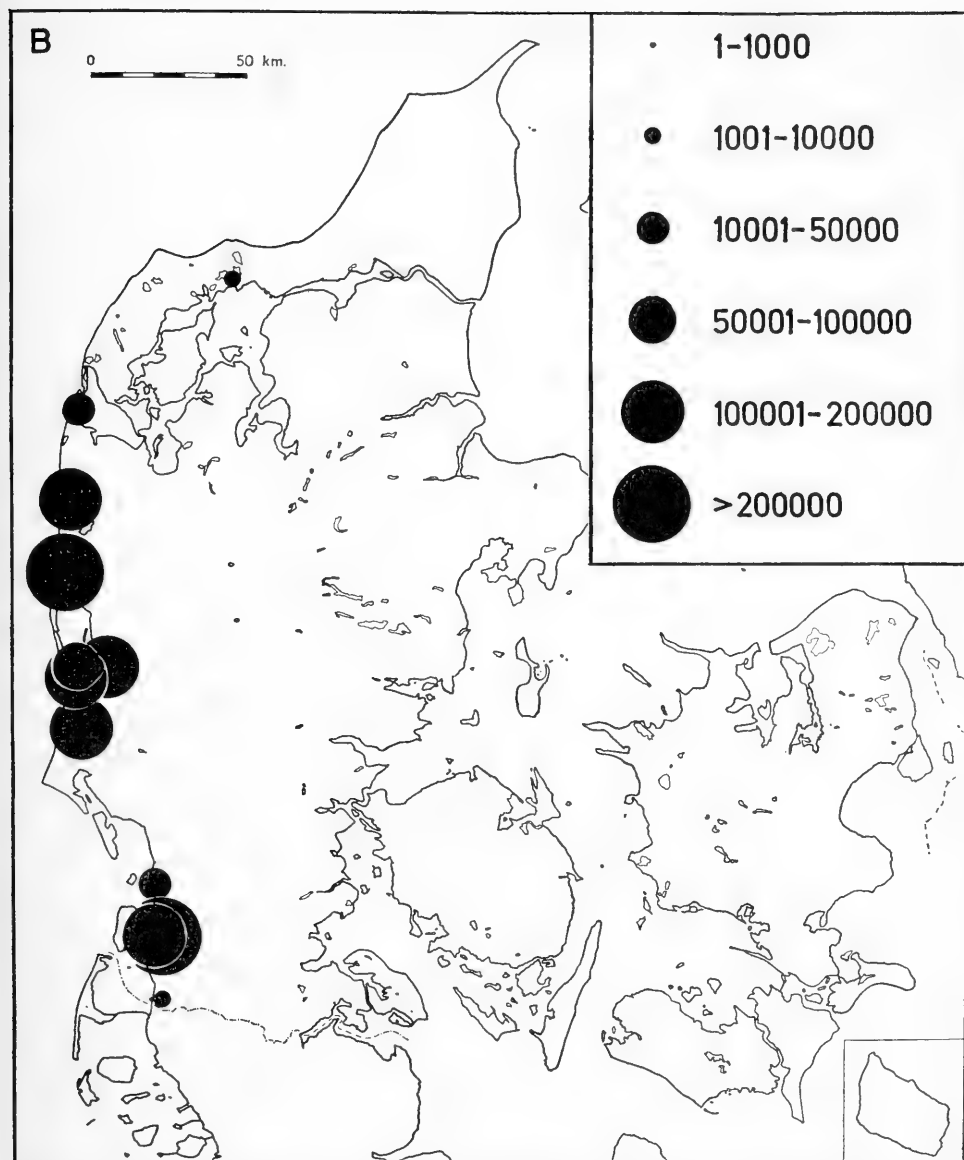


Figure XVI/1 B: Distribution of *Anser brachyrhynchus* in spring (January to May) 1981.
Number of goose-days per haunt indicated by size of circle

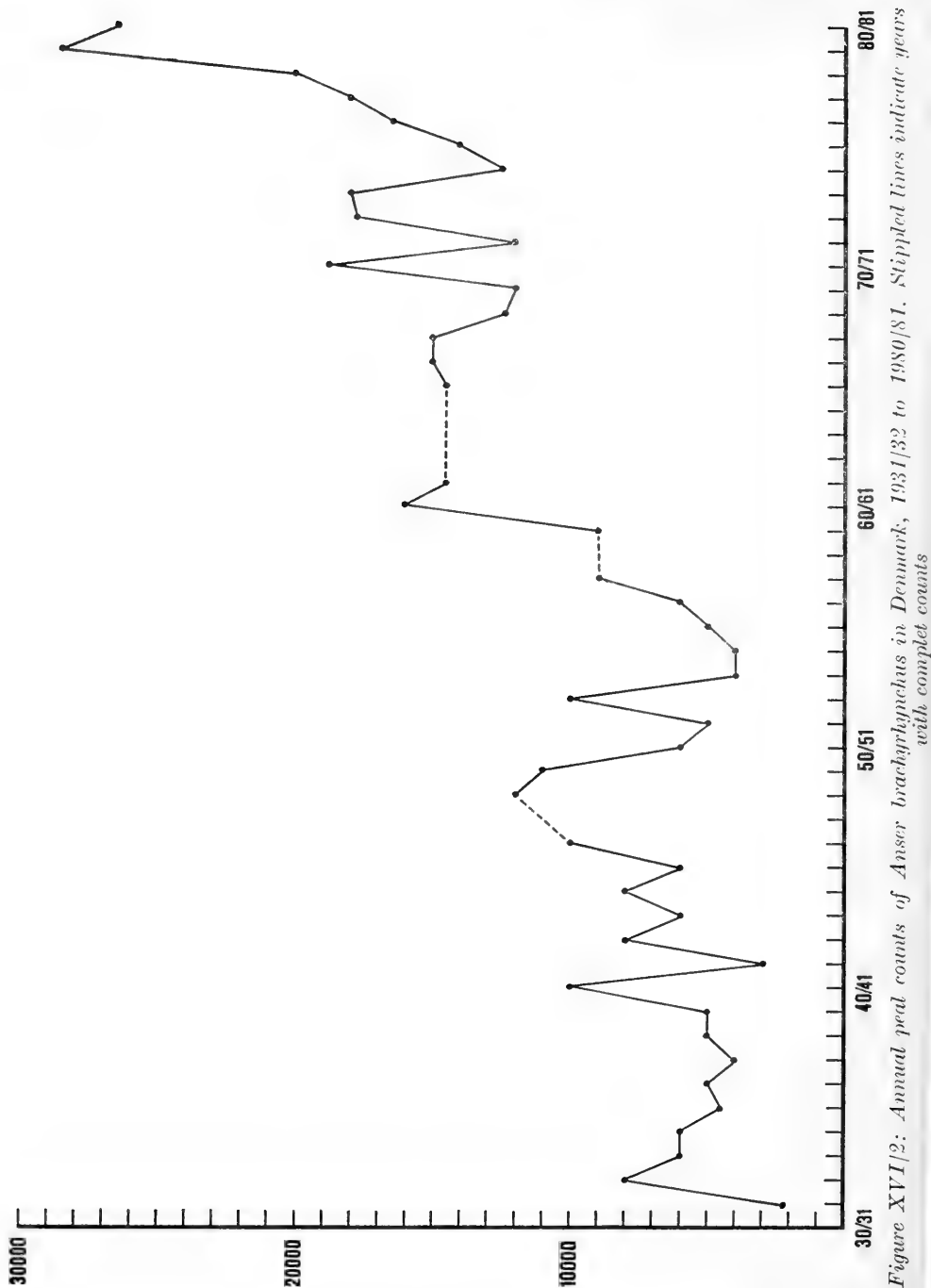


Figure XVI/2: Annual peal counts of *Anser brachyrhynchus* in Denmark, 1931/32 to 1980/81. Stippled lines indicate years with complete counts

The increase in recent years may have been caused by several factors which can only be speculated upon. During the last decade *A. brachyrhynchus* has been protected in the wintering areas south of Denmark, and winters have been mild, possibly reducing winter mortality. Furthermore, during recent decades the geese have progressively changed feeding habits and diet. Earlier on most feeding took place on saltings and meadows (although evidence from the literature is poor), and nowadays the geese mainly feed on farmland as indicated above. As argued by Reed (1976) a change in diet to cereal and pasture crops gives a safer winter forage which might cause reduced mortality. However, as Reed goes on, this development might not be advantageous to the geese in the long term, as the agricultural diets might not balance the requirements for breeding, an increase caused by greater survival masking a decreased reproductive output. Whether this is the case in the Svalbard population of *A. brachyrhynchus* will only be revealed by long-term studies. However, population trends of the Iceland/Greenland population might indicate such a situation (Boyd and Ogilvie, 1969, Ogilvie and Boyd, 1976).

Improved conditions on the breeding grounds seem not to be a factor. On the contrary, Ekker (1981) reports increasing human activities on Svalbard which have been found to increase predation risks of the nests (Ekker pers. comm.).

Norderhaug (1970) estimated the maximum population Svalbard could hold in the 1960s to be 12 000 to 13 000 *A. brachyrhynchus*. This has, as the Danish counts have shown proved not to hold good, as the population has more than doubled since. Ekker (1981) has suggested that the increase observed in Denmark during the last years might have been caused by windblown geese from the Iceland/Greenland population. This seems not to be a likely explanation as the population has increased over more than just one season.

Acknowledgements

The study of breeding success was supported by a grant from the Nordic Council for Wildlife Research. Hans Meltøfte and Anders Holm Joensen kindly read the manuscript.

Abstract

Since October 1980 the Goose Study Group of the Danish Ornithological Society has undertaken national mid-monthly goose counts in Denmark. The results of the first season's census of the Svalbard population of *Anser brachyrhynchus* staging and wintering in Denmark are presented.

In October and April/May the entire population congregates on the Danish haunts. In autumn, 91% of the goose-days were restricted to two sites due to shooting, while in spring when shooting is banned, the same percentage was spent on seven sites. The dike-building on the Rodenas/Højer Wadden Sea coast has diminished goose usage at the area drastically. A total of 2 217 000 goose-days was spent in Denmark during the 1980/81 season, constituting 36% of the goose-days spent by the population on the wintering grounds. In 1980 breeding was successful: the proportion of first winter birds was 24.2% and the mean brood size 2.4.

Since 1931 the Svalbard population has tripled in numbers. Probably due

to closure of spring shooting in Denmark in 1955, the population increased from about 10 000 to 15 000 individuals in the late 1950s, and since 1977 another increase has brought the population to its present level of nearly 30 000. The latter increase has possibly been caused by protection of the species in the wintering areas south of Denmark as well as mild winters in the 1970s which may have caused reduced winter mortality.

Author's address:
J. Madsen
Dansk Orn. Forening
Vesterbrogade 140
D - 1620 København V
Denmark

References

- Boyd, H. and M. A. Ogilvie (1969): Changes in the British wintering population of the Pink-footed Goose from 1950 to 1975. *Wildfowl* 20: 33 - 46.
- Ekker, A. T. (1981): The Pink-footed Goose on Spitzbergen. *Var Fuglefauna* 4: 104 - 107 (Norwegian with English summary).
- Ferdinand, L. (1971): Større danske fuglelokaliteter, Bind I. Dansk Ornithologisk Forening, København.
- Ferdinand, L. (1980): Fuglene i landskabet. Større danske fuglelokaliteter, Bind II. Dansk Ornithologisk Forening, København.
- Fog, M. (1971): Haunts in Denmark for White-fronted Goose (*Anser albifrons*), Bean Goose (*Anser fabalis*) *A. brachyrhynchus* and Pink-footed Goose (*Anser fabalis brachyrhynchus*). *Dan Rev Game Biol*: 6 (3). 12 pp.
- Fog, M. (1977a): Gänse, Gänseforschung und Gänseprobleme Danemarks. *Vogelwelt* 98: 121 - 141.
- Fog, M. (1976, 1977b, 1978, 1979, 1980): Gasetællinger 1975 - 76 to 1979 - 80. Dansk Vildtforskning.
- Gram, I. (1981): Årsrapport over ornithologiske observationer i 1979. Ornithologiske Undersøgelser i Tøndermarsken. Fredningsstyrelsen, København.
- Jørgensen, A. H. (1974): Waterfowl Populations in Denmark 1965 - 1973. *Dan. Rev. Game Biol* 9 (1) 206. pp.
- Lind, H. (1956): The Movements of Geese at Tipperne, Western Jutland. *Dansk orn Foren Tidsskr* 50: 90 - 124 (Danish with English summary).
- Madsen, J. (1980): Occurrence, habitat, selection, and roosting of the Pink-footed Goose at Tipperne, Western Jutland, Denmark, 1972 - 1978. *Dansk orn Foren Tidsskr* 74: 45 - 58. (Danish with English summary).
- Madsen, J. and T. Lund (*in press*): Goose observations in Denmark October 1980 to June 1981. *Dansk orn Foren Tidsskr* 75.
- Meltofte, H. (1973): The Migration of Geese Anserinae at Blavandshuk, Western Jutland, 1963 - 1971. *Dansk orn Foren Tidsskr* 67: 35 - 41 (Danish with English summary).
- Norderhaug, M. (1970): The present status of the Pink-footed Goose, *Anser fabalis brachyrhynchus* in Svalbard. Norsk Polar-Institut, Arbok 1969: 55 - 69.
- Ogilvie, M. A. (1978): Wild Geese. Poyser, Berkhassted, 350 pp.
- Ogilvie, M. A. and H. Boyd (1976): The numbers of Pink-footed and Grey-lag Geese wintering in Britain: observations 1969 - 1975 and predictions 1976 - 1980. *Wildfowl* 27: 63 - 75.
- Owen, M. and M. Norderhaug (1977): Population dynamics of Barnacle Geese *Branta leucopsis* breeding in Svalbard, 1948 - 1976. *Ornis Scand.* 8: 161 - 174.
- Prokosch, P. (1981): Bestand, Jahresrhythmus und traditionelle Nahrungsplatzbindung der Ringelgans (*Branta bernicla*) im Nordfriesischen Wattenmeer. Thesis, Univ. of Kiel, Federal Republic of Germany, 146 pp.
- Reed, A. (1976): Geese, nutrition and farmland. *Wildfowl* 27: 153 - 156.
- Timmermann, A. (1977): Het wintervoorkomen van de Kleine Rietgans *Anser brachyrhynchus*. *Limosa* 50: 71 - 91.

XVII. STATUS OF *ANSER INDICUS* IN ASIA WITH SPECIAL REFERENCE TO INDIA

P. Gole

Introduction

As we discuss the status of *Anser indicus* in Asia, skeins of these handsome geese should be winging their way to the plains of north India for their winter sojourn. They may be coming from as far as the region of Lake Baikal in the Soviet Union or Lake Koko Nor in China, or from as near as the high-altitude lakes of Ladakh, the northern most part of India. But it is difficult to be precise about their place of origin for no reports of recoveries of ringed or banded geese are available for the last many years. Indeed the most tantalizing thing about *Anser indicus* is that its total range only broadly known and there are many specifics on which information is lacking. An attempt is made in this paper to present the list of information already available, adding the author's own observations of a breeding colony from Ladakh and a summary of reports received from a number of correspondents about its present status during winter in India.

Geese in Ancient India.

In India *Anser indicus* is associated mainly with larger rivers in the north: the Ganges, the Jumna, the Chambal and the Brahmaputra. The goose has attracted man's attention since ancient times, as references to geese can be found in ancient Sanskrit texts. In Rgveda (about 1500 BC) their hissing is compared to the sound made by a burning stick put into water. The great Hindu law-maker of ancient India, Manu, has prescribed penalties for one who killed a goose. They were considered to fly at a lower height than eagles. Ancient Indians know that it was not a resident species but travelled towards the Himalayas annually. Their preference for fresh water was noted and they were believed to subsist on lotus roots. That they spread right up to Mysore in south India, was also known. Their destination beyond the Himalayas was believed to be the Lake Manas (Manasarovar) now in the Tibetan region of China. They were known to return from the north in autumn (Sharad Rtu). Goose echelons are depicted in many ancient carvings, e.g. those in Kangda, Kashmir, Sanchil, Mathura and Taxila (in Pakistan). In mediaeval India they were regularly kept by kings and noblemen in palace gardens and aviaries.

In ancient Buddhist literature also the goose is given an honoured mention as the Buddha was said to have taken the form of a goose to enlighten his disciples. Geese are sculptured on the pedestal at Bodh Gaya where the Buddha received his enlightenment.

In Tibet, according to tradition, geese marry for life and if one of the pair dies, the other pines away and never remarries. Sven Hedin had a similar experience when he shot an *Anser indicus* on Lake Koko Nor. One of my correspondents also experienced the same devotion among the pair.

Total range

According to *Ali & Ripley* (1978) *Anser indicus* breeds on high elevation lakes in central Asia from the Tien Shan to Koko Nor but it is a winter visitor to the Indian sub-continent. The northern boundary of their occurrence is said to be the Chu steppe and beyond within Mongolia (it was also taken near Lake Baikal) while the most easterly point of their occurrence appears to be the Chu steppe and beyond within Mongolia (it was also taken near Lake Baikal) while the most easterly point of their occurrence appears to be Lake Bargin in Manchuria. In winter they are most abundant in north-central India becoming scarcer towards Assam in the east and Pakistan in the west. A few winter in Baluchistan to the west and Burma to the east. In Tibet hundreds are supposed to breed on upland lakes and many winter around Lhasa and along the valley of the Taan Po in south Tibet. They are also recorded upto the Altai mountains in the north-west.

A few of the breeding localities are definitely known. According to *Dement'ev* and *Gladkov* (1952) they nest in Dzungaria and Chinese Turkestan while two geese ringed on the nesting ground in Kirghiz SSR were recovered in the early sixties in Pakistan (*Ali & Ripley*, 1978). In the early years of the present century Bailey saw many nesting on Rham Tso, a high-altitude lake south of Lhasa in Tibet. They were also reported to breed in cliffs around Lhasa. In the twenties *Osmaston* (1925) and *Meinertzhagen* (1927) found them nesting on a lake near Shushal (Chushul) and around two salt lakes the Tso Kar and the Tso Moriri at a height of over 4300 m in Ladakh.

Migration

From its breeding grounds in the north *Anser indicus* is reported to migrate south in autumn or before the onset of winter. Its return passage is observed in the Tien Shan mountains in late August. By 25 August it is known to leave even the low altitude parts of their northern range. Around Koko Nor also the return passage is recorded on 28 August. There are, however, reports of some birds lingering till late September or even October. In the Pamirs return passage is observed between 19 and 23 September or even October. (*Dement'ev & Gladkov*, 1952).

In India the geese appear to arrive on a broad front through northwest Pakistan, Kashmir, Nepal and Sikkim. Recoveries of two ringed birds in Gilgit in NW Pakistan have already been referred to. In this sector they have been observed flying at an altitude of over 4200 m during migration. They start coming in into India by late October and are well in by mid-December (*Ali & Ripley*, 1978).

One observed has described their passage through the Himalayas. He saw many *Anser indicus* flying over Bhadwar in Kashmir in autumn heading towards the Chenab and the Tawi rivers and guessed that they probably came from the Tso Moriri and the Pangong lakes in Ladakh, on the other side of the Himalayan range and crossing Lahoul on the way. The birds began flying over after sunset (*Donald*, 1952).

They leave India in March and most are gone by the end of this month,

"They leave India as soon as the crops are cut and carried and the stubbles have been pretty well gleaned" (*Hume and Marshall*, 1881). They travel north again on a broad front through the Himalayas from Chitral to Sikkim. Donald saw the geese heading north towards Tibet in February. They flew at night around 2300 hrs and again in early morning at 4000 hrs. Fleming reports from Nepal that one spring he saw about 35 000 ducks and geese flying over the Kosi barrage. While *Anser indicus* headed into the wind right up the river, *Tadorna ferruginea* flew along the wooded ridge. By end of March many were also observed going up the Karnali gorge in parties of 15 to 30 individuals. They went all through the day, in the forenoon, during mid-day, in the afternoon. In the next two hours American Dhaulagiri expedition saw the birds flying at an altitude of over 7000 m (*Fleming*, 1958).

While the geese appear in south Tibet by March end (*Ludlow*, 1944), they start coming in to Ladakh in mid-April. They are known to appear in the region of Koko Nor in mid to last week of March. In Lake Orok Nor in northern Gobi they are recorded from 14 April to the third week of May. In the northern parts of their range, e.g. in Transbaikalia and in the Altai, they appear in early May (*Dement'ev and Gladkov*, 1952).

Earlier records of breeding

Details of the nesting of *Anser indicus* are known mainly from Tibet and Ladakh and to some extent from the Soviet Union.

Though *Hume and Marshall* (1881) over than thousands of these geese breed on the Tso Moriri and other salt lakes of Ladakh, the quotation that they give from Drew mentions only a lake-island frequented by *Larus brunneicephalus* and the existence of a deserted nest believed to be of a goose. *Bailey* (1908) gives a more graphic account of a nesting colony in a marsh adjoining Lake Rham Tso in south Tibet. Here, at a height of about 4500 m he saw many goose nests with eggs on 2 June 1908. They were in a 3 km stretch of a marsh on the south side of Hram village. Most nests were placed on grassy islands surrounded by water 60 cms deep. On a circular island 20 m in diameter he counted 15 nests which were only slight hollows in the grass lined with down bunched up around them. The number of eggs in each nest varied from 2 to 8, though many contained only 4 eggs. Some of the eggs from larger clutches were discoloured and he believed that they might have been laid during the previous year. He also noticed the promiscuous way in which eggs were laid, for many were lying on the bare grass outside the nests.

Swami Pranavananda (1949) a knowledgeable Indian Sadhu (hermit) who lived for many years on the banks of the sacred Lake Manas in Tibet, saw many geese nesting around the sacred lake itself and also on an island in the adjoining lake, the Rakshas Taal. He reports that they were more numerous on the latter.

Both *Bailey* and the Sadhu mention that Tibetans collected these eggs for their own consumption and that the eggs were available at the rate of 30 eggs for a rupee. *Bailey* reports that the birds start coming in by March though he saw eggs laid only in early June. The Sadhu however, states that near the Manas eggs were collected in April. *Ludlow* (1944) saw immense

numbers of these geese on Lake Yamdrok Tso in southeastern Tibet though he does not mention any nests.

In 1923 and 1925 Osmaston and Meinertzhagen recorded nesting in Ladakh. Osmaston saw 3 nesting colonies of *Anser indicus*: one on the lake at Shushal (4300 m), one near the salt lake Tso Kar (4600 m) and one on the Tso Moriri (4700 m). At the Tso Kar they were breeding in cliffs, while at the Tso Moriri and at Shusha the nests were on islands in lakes. He observed nesting on the Tso Kar and the Tso Moriri between 8 and 17 June. The cliff nest "was a dense pad of wool and hair resting on sticks, and lined with the down of the Goose". It was earlier used by a pair of *Corvus corax*. The island nests were merely slight depressions in the silt, lined with a little down. The greatest number of eggs in a clutch was six. At Shushal on 3 July, goslings were already out of the nests and were swimming in the lake.

Meinertzhagen saw no nests on 14 June at Shushal, as all the eggs had already hatched. He noted that the mortality among goslings was very heavy due to the depredations of a pair of *Haliaetus leucoryphus*. At the Tso Kar also on 23 June he saw not a single gosling and believed that they also shared the same fate.

Soviet scientists report nests from Dzungaria and Chinese Turkestan and found them among rocks, high in trees and on islands close to banks of reservoirs or on open, swampy plots. Tree and rock nests were constructed of fine twigs with a shallow cup in the middle while in dry bogs nests were made up of moss lined with down and vegetation.

Breeding in Ladakh recent observations: 1976—1980

The earliest that I saw *Anser indicus* in Ladakh, was in the beginning of May when small groups (5—8) were seen on the Indus river in the south of Ladakh. It is possible that the geese might be following the river once they enter the region beyond the Himalayas. But when I reached the Tso Moriri in the second week of May, geese had already congregated on the lake. The lake, however, was mostly frozen; only a portion of about 1.6 km² near the northern shore was free of snow. A small island lies in this part and most of the geese (42 of them) had congregated near the island. They had already paired and scattered pairs were swimming in the lake. The geese had obviously posted sentinels. For, as we approached the lake, two pairs swam ahead and still swimming at a safe distance, protested at our presence with characteristic forward bows punctuated with alarm calls.

A pair also flew over us calling in alarm and the others raised their heads, honking with necks stretched and beaks pointing skywards. However, no nest could be seen on the island. The marsh near the northern shore where a big stream debouches into the lake, was still frozen and there was probably not enough food around.

A few days later I reached the Tso Kar. There were only 10 geese on the fresh-water lake Startsapuk Tso that drains into the Tso Kar. Apparently the whole complement of geese was not present in mid-June. For, in July I had counted about 100 geese on this lake in earlier years. The extensive salt flats of the Tso Kar usually harbour only *Tadorna ferruginea* and not geese.

On the north end of the Tso Moriri also in the third week of July, nesting appears to be over. Here 124 geese were counted. But here as also on the Tso Kar the number of families with goslings was not more than ten, confirming heavy mortality as observed by Meinertzhagen. In late July the geese were undergoing moult as some of the birds that we chased ran towards water and did not fly. In late June and early July geese were also seen on the lake Pangong and on the lake at Chushul (Shushal). But they were not nesting.

In 1980 I reached the Pangong and Chushul in late May. No geese could be seen at both these places. But when our party reached lake Tso Moriri on 8 June, *Anser indicus* were already nesting on the sloping sides of the island near the northern end of the lake. The nests were not mere scarps in the mud, lined with down. They were rather untidy heaps of vegetation. As I had no means to reach the island, I could not see the lining. The grass-like nesting material had obviously come from the lake itself as there was plenty of aquatic growth in the shallow parts. Even pairs of *Podiceps cristatus* had utilized the same plant to build their floating nests. On the island I counted eight nests on the north-facing slope and about an equal number could be partly seen on the opposite side. A few *Larus brunnicephalus* and a pair of *Sterna hirundo* had their nests on the top of the island.

My observations of the nesting birds showed that only one bird; probably female, alone incubates. The other bird stands guard near the nest or swims nearby. The incubating bird leaves the nest occasionally and goes near the edge of the water to drink or to feed in the shallows. Not all the pairs were nesting however. Some pairs were either swimming and searching for food in the lake while some were just standing and loafing on the island. Sometimes a pair from the lake would take wing and land on the island to be greeted by forward bows from the nesting pairs accompanied by loud protesting calls. One of the birds from a nesting pair was rather aggressive and drove away geese that approached too close to his territory. Once when a raven *Corvus corax* came to inspect the island, he was chased and driven away by a pair of geese and a *Sterna hirundo*. The birds that were feeding in the lake often upended like dabbling ducks. No goslings were to be seen here.

A few days later our party reached the south end of the Tso Moriri. All along the way we saw small parties of geese and one pair with lemon yellow chicks in tow. Apparently this pair must have nested even before the lake became unfrozen, i.e. in the second week of May. A group of 11 geese was also seen foraging in a grassy patch, but the grass was still quite short.

At this end of the lake a small stream that flows in from the south, meets the lake in many channels. The terrain is not marshy but rather it is a plateau of shingle. It stretches south to a considerable distance and may probably have been under water in the recent past as the lake is gradually shrinking.

A few local men with their sheep flocks were camping nearby. They informed us that to the southeast a large number of geese could be found. The geese were said to be nesting and we were assured a liberal supply of eggs if we wished to gather them for eating. We crossed the broad plateau of shingle and coarse yellow grass and Caragana. We then had to cross a small stretch of a shallow marsh. In a muddy depression we observed a pair of *Grus nigricollis*. Beyond this depression was a body of water which was actually a longish arm of a still larger one to the north, a sizeable lake, 3.4 km² in diameter and with an island in the middle. As far as we could

see it did not appear to be connected to the Tso Moriri. Several geese were seen nesting on the island in the middle of the lake.

The almost square island was about 60 m long and about 60 m wide. The island looked like a flat-topped pyramid with its sides sloping down to the water. About 200 geese had congregated on the island and another 25 were swimming in the lake.

The nests were seen on the flat top as well as on the sloping sides of this island. At some places they were packed closely with hardly 1 m between them. They were scattered at other places. I counted 45 nests on the sides while about 20 birds could be seen incubating on the flat top. Others were just standing and loafing. Here the nests were not made of any vegetation but were mere scrapes in the silt, lined with down which was banked up against their sides. Indeed no vegetation could be seen in the brackish lake and in the vast stretch of sand and shingle around, no fresh grass could be seen.

Observations of these nests also showed that only one bird incubates while the other stands guard. There was some squabbling and aggression to be seen between neighbours. Birds from some pairs were rather aggressive. As observed by Bailey some eggs were laid quite promiscuously in the open without any attempt at building a nest. These were lying without any bird attending to them. Some eggs had already hatched and egg-shells were lying scattered on the island. The pairs apparently felt quite safe as the island was deep inside the lake and did not show much alarm at our presence. Unfortunately we lacked any means of crossing the lake and approaching the island. The number of eggs in each nest could not be examined.

It seems that the families leave the island as soon as eggs hatch. This was also noticed by Bailey. I saw only one family with goslings on the island. All the other families with goslings were in the lake. Most of these families had four goslings in tow.

It was not known on what the goslings were fed. There was neither fresh grass nor any vegetation nearby. The lake appeared to be quite deep and without any plant life. But the geese were seen to be vigorously searching for food upending themselves. Apparently insect life should be available. A party of adults which was closely watched from a distance of 30 m fed on small fish and insects that were found in the fresh-water channels. In Tibet the geese were known to feed on a pond weed *Potamogeton pectinatus* (Ludlow, 1944). This was available in the estuary to the north end of the Tso Moriri but could not be detected at the south end. It is possible that the goslings were fed entirely on animal matter. The problem however, needs more investigation.

Status in India

In the last century many observers have referred to the abundance of *Anser indicus* in north India in winter. Jerdon in 1877 had said that it was most abundant in the Bundelkhand area and in the region between Agra and Gwalior. Hume saw about 10 000 geese in a 16 km stretch of river near the confluence of the Chambal and the Jumna. This was in the eighties of the last century. In his opinion *A. indicus* outnumbered every other goose in

India by a proportion of 5 to 1. This figure is reiterated by F. Finn in the beginning of the twentieth century. According to *Barnes* (1887) it was abundant in Sind to the west while *Stuart Baker* (1980) says that it was met with in considerable numbers on all larger rivers in Bengal. He saw great flocks in Jessore and Khulna (now in Bangla Desh) in January.

However, later observers did not appear to have seen then in such immense numbers. *Hutson* (1934) says that it was as common as *Anser anser* on the big zheels around Delhi. More recently *Usha Ganguli* (1975) mentions that they were irregularly seen on the Jumna, the largest party seen was of 29 birds. She also saw about 40 birds on the Sultanpur zheel near Delhi.

To assess the present position of these geese in India, an appeal was made through two well-known bird journals of India. Observers were asked to give information on the places and type of habitat used by the geese in winter, their arrival and departure dates, their number and whether it is increasing or decreasing, the probable causes of the same and the food and other habits observed.

The places where these congregate have been reported as, along the Chambal river (thousands), in the Ajmer-Marwar area of Rajasthan (1800–2000), the reservoirs at Narora (500) and Etah (20–25), the Bharatpur Bird Sanctuary (200), the Sultanpur Zheel (100), the Kaziranga National Park (50) and the Goalpara district of Assam where the geese are mostly seen along the Brahmaputra. While one correspondent expressed the opinion that their number has increased in recent years due to the almost total ban on shooting, according to the rest their number has remained either stationary or has declined. Hunting, encroachment of cultivation and settlement on riverine islands where the geese used to find resting and roosting places and increased prevalence of netting are given as probable causes of their decline.

Their usual habitat according to correspondents remains large rivers and reservoirs. They are seen to associate with other ducks and geese though a party of *A. indicus* generally keeps to itself. Where suitable water-bodies are available geese spread even to the desert where only xerophytic plants are available. Their food in winter is given as paddy and wheat shoots, chana and barley leaves and also some pulses. They are accused of causing some damage to winter crops.

Their arrival is said generally to coincide with Diwali festival at the end of October or early November and most leave by late March though a few could still be seen in mid-April.

One observer has described their winter routine: "At night they rest on open sand-bars and in wadis on sand-bars where they can have a clear skyline to show any approaching predator. They fly out at dawn to where they find suitable vegetation. At about 1100 hrs they fly back to isolated Chur (river-island) areas, beaches or sand-bars where the current is fast, bathe and go to sleep. It is then that they are most vulnerable to hunters in boats as they hate to leave the cool beach and fall to the approaching guns. If undisturbed, the siesta continues up to 1400 hrs when they fly out again in search of food. This routine is pretty set. I have never seen them break this".

Status outside India

Detailed information appears to be unavailable on the status of *A. indicus* even outside India. Soviet authors say that though it was once fairly common, in recent years it has suffered a great decline. Outside the Soviet Union the other large area in which these geese breed and winter, is Tibet. However, almost no information is available from regions under Chinese control. Dr. S. Dillon Ripley, Secretary, Smithsonian Institution, who travelled in Tibet in 1980 saw no geese during the spring. According to him, hunting pressure in Tibet should be particularly heavy as almost every young man was seen to carry a gun. He was of the opinion that the numbers in Tibet must have suffered a great decline too.

Nothing appears to be known about the number of geese breeding in Tibet and the rate of their breeding grounds. In Ladakh which actually is the western fringe of the Tibetan highlands, the large breeding colony near the south end of the Tso Moriri appears to be safe from human interference. The breeding colony in the lake near Chushul is no more, though the geese appear still to be holding their own in the Tso Kar.

Author's address:
Prakash Gole
277 Sindh Housing Society
Poona 411007 Maharashtra
India

References

- Ali, S. (1947)*: An Ornithological Pilgrimage. Journ. Bombay Nat Hist. Soc. 46: 305 – 306.
Ali, S. & S. D. Ripley (1978): Handbook of the Birds of India & Pakistan. Second Edition.
Bailey, F. M. (1910): The Nesting of the Bar-headed Goose in Tibet. Journ Bombay Nat. Hist. Soc. 19: 367.
Baker, E. C. Stuart (1908): Indian Ducks & Their Allies.
Baker, E. C. Stuart (1935): Nidification of Birds of the Indian Empire.
Barnes (1887): Handbook of the Birds of Bombay Presidency.
Battye RKM (1935): Notes on Some Birds Observed between Yatung & Gyantse. Journ Bombay Nat. Hist. Soc. 52: 605 – 606.
Caldwell & Caldwell (1931): Birds of South China.
Delacour, J. (1954 – 1964): The Waterfowl of the World. Vol I and Vol IV.
Dement'ev & Gladkov (1952): Birds of the Soviet Union. Vol IV.
Finn, F. (1909): Waterfowl of India & Asia.
Ganguli, Usha (1975): Birds of Delhi.
Hume & Marshall (1881): Game Birds of India, Burma & Ceylon. Vol III.
Hutson (1934): The Birds About Delhi.
Jerdon, T. C. (1877): Birds of India.
Johnsgard, P. (1965): Handbook of Waterfowl Behaviour. Cornell Univ. Press., Ithaca 378 pp.
Lakshunar, K. S. (1955): Another Bird-watching Pilgrimage to South-west Tibet. Journ Bombay Nat. Hist. Soc. 52.
Ludlow, F. (1920): Notes on the Nidification of Certain Birds in Ladak. Journ Bombay Nat. Hist. Soc. 27.
Ludlow, F. (1927): Birds of the Gyantse Neighbourhood, Southern Tibet. Ibis.
Ludlow, F. (1928): Dongtse of Stray Bird Notes from Tibet. Journ Bombay Nat. Hist. Soc. 33.
Ludlow, F. (1944): Birds of South-eastern Tibet. Ibis. 86: 348 – 389.

- Ludlow, F. (1950):* The Birds of Lhasa. *Ibis*. 92: 34–35.
- Ludlow, F. (1951):* Birds of Kongo and Pome, South-east Tibet. *Ibis*. 93: 547–578.
- Meinertzhagen, R. (1927):* Systematic Results of Birds Collected at High Altitudes in Ladak & Sikkim, Part II, *Ibis*. 69.
- Osmaston, B. (1925):* On the Birds of Ladakh, *Ibis*.
- Pranavananda, S. (1949):* Kailas & Mansarovar.
- Smythies, F. (1953):* Birds of Burma.

B. Ebbinge

Introduction

There are three populations of *Branta leucopsis* in the world, usually named after their different breeding grounds (Ogilvie, 1978; Owen, 1980):

- the Russian or Barents Sea population, wintering in the Netherlands and northern Germany,
- the Svalbard population, wintering along the Solway in south-western Scotland, and
- the Greenland population, wintering on the Inner and Outer Hebrides in Scotland and along the north and west coast of Ireland.

Since the species received full protection in the Federal Republic of Germany in 1977, it can now only be hunted legally in parts of Scotland. Under the 1981 Wildlife and Countryside Act, however, it will be protected in Scotland as well, and from then on all three populations will be fully protected from hunting over their entire ranges.

The aim of this paper is to present the most up to date information available on the status of these populations.

The author is most grateful to all who helped in gathering this information, and especially to *R. Beinert, H. Blijleven, D. Cabot, H. Krethe, E. Kumari, M. Lok, M. A. Ogilvie, M. Owen and B. Spaans*. *M. Ogilvie* and *M. Owen* commented on an earlier draft of this paper.

Methods

Regular censuses of all three populations are made on their wintering grounds, whereas additional counts from the spring staging areas are only available for the Barents Sea population.

Usually birds are counted from the ground, but in special cases aerial surveys are made as well.

Population sizes have been plotted on a logarithmic scale so that changes in the rate of increase are immediately apparent from the figures. Mortality rates have been calculated using ringing recoveries or resightings but also, in periods of a fairly constant rate of increase, from the mean fraction of juvenile birds in the wintering population allowing for the rate of increase in population size, using the following formula:

$$m = j - i(1 - j)$$

where m = annual mortality rate,

j = mean fraction of juveniles in winter,

i = mean annual rate of increase in population size.






-  breeding areas
-  wintering areas
-  spring staging areas

Figure XVIII/1: World range of *Branta leucopsis*

The mean annual rate of increase (i) is calculated as follows over a period of x years:

$$i = e^{\frac{1}{x} \ln \frac{n_{t+x}}{n_t}} - 1$$

where n_t = population size in year t .

Results

a) *The Russian or Barents Sea population*

Numbers

In the 1980–81 season three complete censuses of this population were carried out (Table 1), resulting in a mean of 38 000 individuals. Since the difference between the January count and the May counts can be explained in part by mortality, this mean figure will be too low for the population size in midwinter.

As a check on this figure population size has also been estimated by measuring the density of a known number of individually coded colour-ringed birds (Table 2). The agreement between the two independent estimates is striking and confirms the reliability of the counts.

This means, however, that this population has markedly declined in numbers from almost 60 000 in 1976–77 (see Fig. 2) to about 40 000 in 1980–81.

Table XVIII/1.

Total census of the Barents Sea population of Branta leucopsis in 1980–81

Date	Netherlands	Germany (FRG)	Sweden	Estonian S.S.R.	Total
11–1–81	41 350 ¹	216 ²	—	—	41 500
29–3–81	?	36 000 ¹	?	?	?
7–5–81	—	—	10 700 ³	25 200 ⁴	35 900
18–5–81	—	—	8 300 ³	28 835 ⁴	37 100

¹ Counts by Res. Inst. Nature Mgmt, supplemented by H. Blijleven and M. Lok.

² H. Krethe

³ R. Beinert

⁴ E. Kumari

Table XVIII/2.

Estimate of Barents Sea population of Branta leucopsis in 1980–81, using individually marked birds

	Mean:	S.D.:	Sample size:
Density of marked birds:	0.68%	0.48	27 756
Number of marked birds alive:	252		

Population size: $\frac{252}{0.68} \times 100 = 37\,000$ (95 % conf.
interv.: 30 400–47 500)

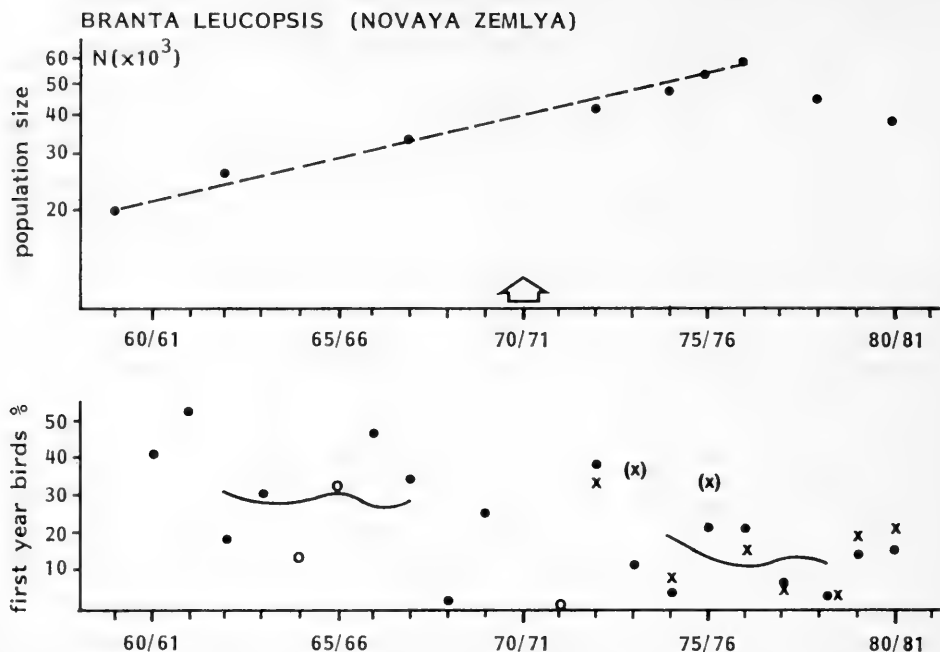


Figure XVIII/2: Change in size of the Russian breeding population of *Branta leucopsis* in the last twenty years (upper panel). Arrow indicates abolition of spring hunting in the Baltic. Breeding success (lower panel) was measured on the wintering grounds by catching on average 200 birds per season (circles; solid circles indicate a sample size of > 100 birds, whereas open circles < birds). In the last ten years breeding success was also estimated by scanning large samples (> 1000 from grazing flocks crosses). Crosses in brackets are based only on samples from the SW. Netherlands, whereas the others are based on samples from both the northern Netherlands and the sw. part of the Netherlands

Breeding success

In the lower panel of Fig. 2, data on the proportion of juvenile birds on the wintering grounds are assembled. This is based on birds caught for ringing purposes using clapnets. Since in this old-style technique only live decoys and no bait is used to lure the birds into the catching area, this way of sampling is not likely to be biased in favour of juveniles. To check this supposition the age-ratio has been estimated more recently by a second method as well: scanning grazing flocks with high-powered telescopes and scoring the proportion of juveniles in samples of at least 200 birds (see *Ogilvie*, 1978). The results of this latter method have also been plotted in the lower panel of Fig. 2.

The mean values of both methods in the seventies do not differ significantly (paired t-test; $t = 1.44$, $p = 0.20$). The agreement would have been even better if not for two seasons: 1973–74 and 1975–76. For these two seasons only scanning data from the southwestern part of the Netherlands were available. This area holds on average one third of the whole population in winter, whereas the majority stays in the northern Netherlands and Germany. All clapnetting of *Branta leucopsis* takes place in the northern Netherlands. The

discrepancy between the two methods in these seasons could be explained if a higher proportion of juveniles occurred in the flocks wintering further to the south.

To test this I compared five seasons in which age-ratio counts were available for both the southwestern part and the northern part of the Netherlands. Though the means do not differ significantly (paired t-test, $t = 1.61$, $p = 0.10$), there seems to be a tendency towards a higher proportion of juveniles in the more southern wintering areas: 20% on average in the southwestern part against 13% in the north.

Although the clapnetted samples are almost exclusively from the northern Netherlands they seem to be reliable estimates for the proportion of juveniles in the whole wintering population (see Fig. 1).

When comparing these samples the proportion of juveniles in the sixties ($\bar{x} = 31\%$) is significantly higher than in the seventies ($\bar{x} = 15\%$) (t-test, $t = 2.45$; $p = 0.02$).

Mortality

In 1970 spring hunting of *Branta leucopsis* was banned in the Baltic, and in 1977 the autumn hunting of this species in Germany came to an end. Therefore the Russian *Branta leucopsis* population is now fully protected over its entire range. The effect of these protective measurements is illustrated in Fig 3. At present hunting is thought to have a negligible effect on mortality.

Before 1980, when this population was only protected in the Netherlands the annual mortality rate was 26% according to Haldane's method (Haldane, 1955). The relevant data are shown in Table 3.

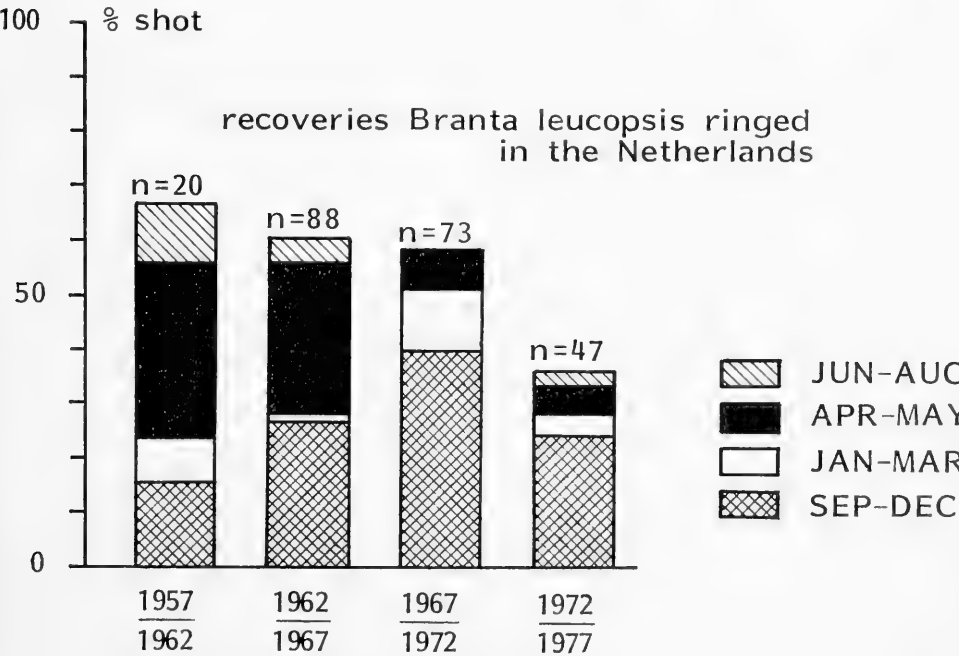


Figure XVIII/3: Decreasing impact of hunting on overall mortality of the Russian population of *B. leucopsis* during 1957 – 1977.

The present mortality rate can be calculated from the resightings of individually colour-ringed birds (design Wildfowl Trust). This colour-ring program was started in March 1979, and we have adopted the strategy of ringing rather few birds in combination with a high observation intensity in order to ensure that every ringed bird which is still alive will be detected. Table 4. shows

XVIII/3.

Recoveries of Branta leucopsis, ringed in the Netherlands, in 1958-1970

Ringing season:	Number recovered (dead) after x seasons											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1957-58	5	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
1958-59	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1959-60	-	1	1*	2	-	1	-	1	-	-	-	-
1960-61	-	2	2	1	1	-	-	-	1	-	-	-
1961-62	12	8	3	6	3	1	1	2	-	-	-	-
1962-63	-	3	3	-	-	1	-	-	-	-	-	-
1963-64	1	2	1	1	-	1	-	-	-	-	-	-
1964-65	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
1965-66	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1966-67	10	8	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1967-68	3	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1968-69	7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Table XVIII/4.

Survival rates of adult Branta leucopsis in 1979-81 (Barents Sea population)

Females:			Males:		
N:	A1:	A2:	N:	A1:	A2:
18	.83 (15)	.93 (14)	17	.77 (13)	.62 (8)
60	.90 (54)	.80 (43)	58	.81 (47)	.85 (40)
13	.92 (12)	.92 (11)	18	.83 (15)	.87 (13)
17	.94 (16)	-	18	.94 (17)	-
29	.86 (25)	-	37	.76 (28)	-

Mean: .89

Mean: .81

$p < 0.05$ (t-test)

N = number ringed.

A1 = fraction alive one season after ringing; actual number in brackets.

A2 = fraction surviving from the first to the second season after ringing; actual number in brackets.

the resightings of five different catches of adult birds after one and two breeding seasons. Since there is so little variation in survival rate between the different groups, I presume that virtually no ringed bird has escaped our attention. This is only possible because the occurrence of this species is restricted to rather few sites and a team of about 50 volunteers cooperates in identifying the ringed birds using high-powered telescopes (50x or even more).

Another striking feature in Table 4. is the significant difference in survival rate between males and females, males suffering a higher mortality than females. Imber (1968) documents the same phenomenon in *Branta canadensis*, but Owen *et al.* (1978) suggest the reverse in the Svalbard population of *Branta leucopsis*.

b) *The Svalbard population*

Numbers

This very carefully monitored population (Owen & Norderhaug, 1977; Ogilvie, 1978; Owen, 1980) numbered in 1980–81 9050 individuals (Owen, pers. comm.). As can be seen in Fig. 4, this population started to increase markedly in 1971 at a surprisingly stable rate. In this particular year their wintering area on the Solway in southern Scotland was made a special reserve and hunting in Norway and Svalbard was no longer permitted. During the last few years, however, its rate of increase seems to be levelling off.

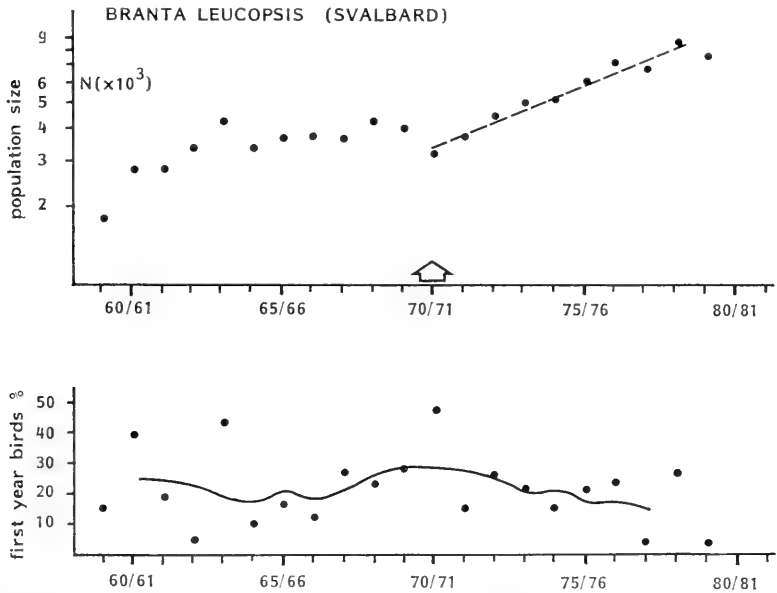


Figure XVIII/4: Population size (upper panel) and breeding success (lower panel) of Svalbard-breeding *B. leucopsis* during the last twenty years. Breeding success measured by scanning grazing flocks in winter. Arrow indicates onset of protective measures in its entire range

Breeding success

Despite this increase there is no significant decrease in breeding success, as could be observed in the Russian population.

The recent poor breeding results in 1977, 1979 and 1981 are due to bad weather conditions on Spitzbergen (the main island of the Svalbard archipelago) rather than to increased competition for suitable nest sites or moulting areas as a result of the increased population size (*Prop*, pers. comm.). Therefore the recent levelling off in the rate of increase in numbers in the near future is to be expected, particularly because the proportion of juveniles following recent breeding seasons under favourable weather conditions (1978 and 1980) is still high (see Fig. 4, lower panel).

Mortality

Over the last ten years this population increased from 2300 to 9050 a mean rate of 11% annually. The mean proportion of juveniles in this period was 18.2%, and therefore the mean annual mortality rate was 9.2% (see Methods).

An independent estimate of the annual mortality rate is obtained from the annual survival rate of individually marked birds and amounts to 9.8% for adults and 17% for yearlings (*Owen*, pers. comm.). According to *Owen* (1980) the latter method overestimates the annual mortality rate due to probable ring loss.

For further details regarding the Svalbard population the reader is referred to *Owen's* contribution to this symposium ("Studies of Spitzbergen *Branta leucopsis*").

c) The Greenland population

Numbers

The latest census of this population dates from April 1978 when it totalled 33 000 individuals (*Ogilvie* in litt.). If the rate of increase has not changed since, its present size should be 39 000.

However, the actual size is likely to be lower, because numbers on their major wintering site did not increase any further in the period 1977–1981. On this site, Islay, numbers steadily increased from 5800 in 1961 to 24 000 in 1976 (*Ogilvie*, 1978). Intensive grassland management is practised here on 5.2% (2774 ha) of the total agricultural area, and it is especially to these green, grassy sites that the geese are attracted. *Patton & Frame* (1981) have shown that some farmers can suffer appreciable economic losses, and have advocated a severe reduction of the number of *Branta leucopsis* on Islay. In trying both to reduce agricultural damage and to gain extra income, the large estates on Islay have already begun to let out the shooting to paying visitors. As a result the number of *Branta leucopsis* shot each winter has increased from about 500 before the mid-1970s to 1200–1400 at present (*Ogilvie*, in prep.).

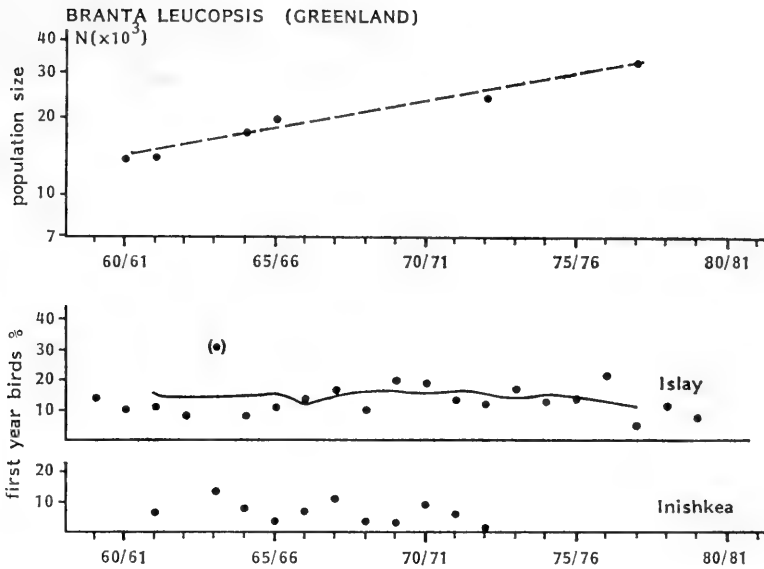


Figure XVIII/5: Population size (upper panel) and breeding success (two lower panels) of Greenland-breeding *B. leucopsis* over the last twenty years. Breeding success was measured by scanning grazing flocks on two wintering areas: Islay in Scotland, and Inishkea in Ireland

Since this deliberately increase in shooting pressure, numbers on Islay have no longer increased, but have stabilized at about 20 000.

Under the 1981 Wildlife and Countryside Act *Branta leucopsis* will receive total protection throughout Britain, but to prevent damage licences can be issued.

It would be extremely worth while to study the effects of the measures taken on Islay in more detail, in order to evaluate the applicability of such measures in other conflicts between geese and agriculture. Similar agricultural problems with *Branta bernicla* on the Dutch island of Texel were successfully solved by creating a goose refuge on one of the farms and simultaneously scaring the geese from potentially vulnerable crops. This obviously is a much better way to solve this kind of problem, and should at least be tried before accepting such drastic measures as large scale killing.

Breeding success and mortality

A remarkable feature of this population, when compared to the other two, is the stable, rather low proportion of juveniles throughout the last twenty years (Fig. 5, lower panel). In the fraction of this population wintering on Inishkea, Ireland, this phenomenon is even more striking. Do the Islay and Inishkea wintering birds form separate subpopulations with different rates of increase, or is the Greenland population concentrating more and more on Islay at the expense of other wintering sites? On all other sites along the Scottish westcoast and in Ireland, numbers are very stable (Cabot & West, 1973; Ogilvie & Boyd, 1975), with a mean yearly rate of increase of only

0.2% in the period 1956–1973. On Islay, however, numbers increased at a rate of 9.9% annually in the same period (Ogilvie & Boyd, 1975). If the Islay wintering birds indeed belong to an isolated subpopulation, their annual mortality rate would be as low as 6.8% (see methods). Compared to the other two populations this seems such a low value, that the increase in numbers on Islay must be partly due to immigration from elsewhere.

On the other hand the extremely low proportion of juveniles on e.g. Inishkea does not make emigration from there very likely, or the very low proportion of juveniles on Inishkea is a result of differential emigration of juveniles (or families) to Islay. So far the continuing study of D. Cabot on Inishkea is indeed yielding evidence of emigration from Inishkea to Islay (D. Cabot in litt.), 20 birds marked on Inishkea being sighted at Islay out of a total of about 200.

Discussion

The world total of the three *Branta leucopsis* populations in 1980–81 amounted to 80 000–90 000 individuals, which is lower than four years ago when they numbered almost 100 000 (Ebbinge, 1980).

This decline is due to the decreasing number of the largest of the three, the Russian or Barents Sea population, but the increased hunting pressure on the second largest population, the Greenland one, may have caused a decline in this population as well. However, no recent full counts of this latter population are available since April 1978. In the Russian population the proportion of juveniles has decreased significantly in the last twenty years. Decrease of reproductive output in a growing population is also observed in other goose species, e.g. the Icelandic *Anser anser* (Owen, 1980), and might be a result of increased intraspecific competition.

The other two populations do not show a marked decrease in their breeding success. The smallest, and most rapidly growing population, breeding on Svalbard, still has a fairly high reproductive output, whereas the larger Greenland population has, ever since the Wildfowl Trust started its monitoring program in 1959, been characterized by a low and rather constant reproductive output.

To find a way to solve present conflicts between agriculture and *Branta leucopsis* wintering on Ksley (west Scotland), more research is badly needed. Especially scaring activities (including shooting) should be carefully monitored as to their effects on the geese.

Apart from the studies already mentioned in last year's report on *Branta leucopsis* (Ebbinge, 1980), L. Gustafsson from the Zoological Department of the University of Uppsala will start a special study on the influence of spring feeding on subsequent breeding success (financially supported by the Swedish W. W. F.) in close cooperation with the I. W. R. B.—Barnacle Goose Research Group.

Author's address:
B. S. Ebbinge
Kasteel Broekhuizen
Post Bus 46
3956 ZR Leersum
Netherlands

References

- Cabot, D. & B. West (1973)*: Population dynamics of Barnacle Geese, *Branta leucopsis*, in Ireland. Report of the Nat. Inst. for Physical Planning and Construction Research, Ireland.
- Ebbinge, B. (1980)*: Report on *Branta leucopsis*. I.W.R.B. — Bulletin 46: 40 — 42.
- Haldane, J. B. S. (1955)*: The calculation of mortality rates from ringing data. Proc. XI. Int. Congr. Ornith. Basel, 1954: 454 — 458.
- Ogilvie, M. A. — H. Boyd (1975)*: Greenland Barnacle Geese in the British Isles. Wildfowl 26: 139 — 147.
- Ogilvie, M. A. (1978)*: Wild Geese. T. & A. D. Poyser, Berkhamsted. 350 p.
- Ogilvie, M. A. (in press)*: Wildfowl of Islay. In: The natural environment of the Inner Hebrides. Proc. of the Royal Society of Edinburgh.
- Owen, M. — M. Norderhaug (1977)*: Population dynamics of Barnacle Geese (*Branta leucopsis*) breeding in Svalbard, 1948 — 1976. Orn. Scand. 8: 161 — 174.
- Owen, M. — Drent, H. R., Ogilvie, M. A. — T. M. van Spanje (1978)*: Numbers, distribution and catching of Barnacle Geese (*Branta leucopsis*) on the Nordenskiöldkyst, Svalbard, in 1977. Norsk Polarinsittut Arbok 1977: 247 — 258.
- Owen, M. (1980)*: Wild geese of the world. Batsford, London. 236 pp.
- Patton, D. L. H. — J. Frame (1981)*: The effect of grazing in winter by wild geese on improved grassland in West Scotland. J. Appl. Ecol. 18: 311 — 325.

XIX. THE STATUS OF *BRANTA B. BERNICLA*

A. K. M. St. Joseph

The table accompanying this paper gives the present status of each of the six commonly recognized populations of *Branta bernicla* to be found around the northern hemisphere. Being a species with a completely circumpolar distribution there are obvious reasons why it is useful to have available from the IWRB the relevant population surveys and age ratio statistics.

The Brant research group is co-ordinated by the IWRB. It is composed of corresponding members who actively take part in research on, or management for, this particular species. Two recent conferences (The 1st and 2nd Technical Meeting on Palearctic Migratory Bird Management, Paris 1977 and 1979) drew international attention to a number of problem areas. Some of those requiring further attention are itemised under "Comments" and a slightly longer explanation is given below.

B. bernicla nigricans in Japan

The full distribution of this population is not completely known largely due to the lack of information from North Korea. Age ratio surveys have been conducted for a number of years and it is hoped that this information will shortly be available.

Puget Sound, Washington State, USA

It is now well known that the majority of West Coast *B. bernicla* migrate almost directly from Alaska to Mexico and that disturbance due largely, it is thought, to hunting pressure, has resulted in very few birds wintering north of the Mexican border. The exception is a small group of "gray" *B. bernicla* that remain throughout the winter in the Puget Sound area. Neck-banding in recent years has shown that this population comes from the Queen Elisabeth Islands, NWT, Canada and numbers no more than 5000 birds. It is clearly a matter of concern that so small and apparently so distinct a group of birds should be subjected to hunting because it is mistakenly considered to be part of the much larger population of *B. b. nigricans*.

Strangford Lough, Northern Ireland, UK

Strangford Lough is the first major resting place of the population of *B. b. hrota* which breeding in high Arctic Canada migrates across the Atlantic to winter in Ireland. While conducting the autumn age ratio surveys there in 1980, continual disturbance by hunters (shooting *Anas penelope*) was observed. Not only was the capacity of Strangford Lough to hold *A. penelope* affected but the availability of *Zostera* to *B. b. hrota* was also reduced at a time of relatively high food requirement after the long autumn migration.

Branta b. hrota in Denmark.

The Danish representatives have indicated that a short open season on *B. b. bernicla* may soon be permitted in their sector of the Wadden Sea. It is generally considered that this population is large enough to stand harvesting and the Danish hunting system sufficiently well controlled to be able to undertake such a responsibility.

However, it is of major concern that the small population of Spitzbergen breeding *B. b. hrota* (numbering less than 2500) does overlap during the likely hunting period in the Wadden Sea, although it spends most of the winter in Mariager Fjord. It is hoped that sufficient precautions will be taken should such an open season be implemented.

Branta b. bernicla in Western Europe

Reclamation in Federal Republic of Germany of the spring feeding area of this population is continuing and it seems inevitable that 15 000 individuals will be displaced. Such habitat loss is extremely serious and although the retention of the Leybucht is welcomed it is not felt that the overall outcome in Federal Republic of Germany is satisfactory.

Table XIX/1.

Status of Branta bernicla

<i>Subspecies</i>	<i>Range</i>	<i>Population size</i>	<i>Comments</i>
<i>Nigricans</i>	Siberia – Japan	< 1 000	– More in N. Korea?
<i>Nigricans</i>	Siberia (Alaska) Canada – W. USA, Mexico	c 200 000	– Autumn hunting in Puget Sound
<i>Hrota</i>	Canada – E. USA	97 000	
<i>Hrota</i>	Canada – Ireland	< 10 000	– Conflict with excessive wildfowling for <i>A. penelope</i> in Strangford Lough
<i>Hrota</i>	Spitzbergen – Denmark	< 2 500	– Possible conflict with autumn season on <i>B. b. bernicla</i>
<i>Bernicla</i>	Siberia – W. Europe	147 000	– Continued reclamation, crop damage and licensed shooting

Information from: Y. Yokota, H. Boyd, A. Reed, O. Merne, A. Vinokurov, M. Fog, P. Prokosch, B. Ebbinge, R. Maheo.

In the United Kingdom farmers will soon be able to apply for licences to shoot *B. b. bernicla* to prevent damage to crops. The conditions under which such licences would be granted have yet to be finalised.

Copies of the Proceedings of the First Technical Meeting of Palearctic Migratory Bird Management are available from IWRB, Slimbridge, Glos, UK
Price £ 5.00

Author's address:
A. K. M. St. Joseph
Histon Manor
Histon
Cambridgeshire CBH 4JJ
England

XX. ECOLOGICAL ASPECTS OF THE OCCURENCE OF GEESE ON LAKES OF THE GDR WITH RESPECT TO SOME HYGIENIC PROBLEMS

L. Kalbe

The waterfowl research program dealing with the distribution of Geese in the GDR under the direction of Prof. Dr. Rutschke creates some ecological questions, too. In this case investigations were made into possible negative and positive effects of feeding in agricultural areas with a greater number of Geese, investigations into influence on the trophy of waters through the import of nutrients, into the daily rhythm and the radius of action of resting geese at the resting and sleeping sites, and into the ecological demands of the Grey-lag Goose on breeding sites.

Some of these questions have been answered satisfactorily and have led to important results, e. g. from Naacke (1966, 1973), Rutschke (1964, 1978), Schröder, (1973), Frädrich a. Naacke (1974), Bersiner (1976), Litzbarski a. Loew (1976), Rutschke a. Schiele (1980).

Further aspects and results will be dealt with now.

I. Marking of ecological conditions at the resting and breeding sites of geese

It is an essential advantage of our Centre of waterfowl research that we have access to good ecological characteristics of all larger waters, firstly in the Register of waters of the GDR, secondly in the Katalog of wetlands from international and national importance for waterfowl. This gives us the possibility of knowing and of finding out the relevant ecological factors for the occurrence of geese. But of the very small breeding waters of the Grey-lag we know only too little. Unfortunately, just many of such waters are occupied, e. g. small ponds, lakes and peatlands. So the picture of Grey-lag's ecology must still be incomplete.

Resting sites of the Bean Goose and White-fronted Goose

There are about 90 resting sites in the GDR covered by geese every year. They are concentrated in the northern and central districts. Most of them are natural lakes. In the southern parts of the GDR there are especially smaller ponds and other artificial waters, e. g. impoundments and remainder waters of Brown Coal Mines. We have prepared an analysis of the ecological conditions with regard to the largeness of lakes on ponds, to the depth of waters and to the trophy (Table 1-3).

Table XX/1.

Largeness of resting sites of the Bean and White-fronted Goose in the GDR (number of waters = 75)

Degree of largeness (area)	Number of (lakes and ponds) resting sites	Number of waters in the GDR total (without ponds and running waters)
20 ha	4 (ponds only)	800
20 – 99 ha	16	480
100 – 299 ha	28	65
300 – 999 ha	19	55
1000 ha	8	14

Table XX/2.

Depth of sleeping sites of the Bean and White-fronted Goose in the GDR (number of waters = 75)

Degree of maximum depth	Number of resting sites	Degree of average depth	Number of resting sites
2 m	21	1 m	19
3 – 10 m	29	1 – 3 m	33
11 – 30 m	19	3 – 10 m	17
30 m	6	10 m	6

Table XX/3.

Trophy of resting sites of the Bean and White-fronted Goose in the GDR (number of waters = 75)

Scale of trophy	Number of resting sites	% resting sites	Total numbers of waters in the GDR (%) (lakes)
oligo-mesotrophic low eutrophic	3	4	1
deep lakes	11	15	9
shallow lakes	13	17	7
eutrophic	39	52	73
high eutrophic	9	12	10

A comparison of the results shows that depth as well as largeness as trophy of waters are not important for geese. Nevertheless, it is obvious that the larger lakes are preferred. There are 14 very large lakes with a surface of more than 1000 ha in the GDR. 8 of them are resting sites of geese. If there are larger lakes in an area the geese will accept them, too.

A total of about 70% of all resting waters are larger than 100 ha, although there are more than 1250 lakes with a smaller surface (= 90%), and about 135 lakes with an area of more than 100 ha (= 10%) only. The smaller resting sites, e. g. Lake Grössin in the district of Potsdam, have other neighbouring lakes which the geese can fly if they are disturbed, for instance through hunting or fishing.

Moreover, the geese prefer lakes with lower trophy and smaller depth probably. With regard to the trophy we must consider that in autumn and winter the lakes have clear water without phytoplankton and other loading substances so that the characteristics of those lakes are quite similar to lower eutroficated lakes. Therefore we must find out other important factors for the occurrence of geese at waters, too. I think, the best ecological conditions are the following:

- Territorial position of resting sites near good feeding grounds like alkaline peatlands, grasslands and agricultural areas with wintercorn in the middle in an area of 15 km to the resting ground.

- Existence of small wooded shores and shallow shores.

- No disturbance at the resting waters in the evening, if they come back to the lake.

Resting sites of Grey-lag

The situation of resting sites of Grey-lag differs greatly. The change from one of resting site to another in the various seasons, e. g. in spring by non-breeders, in summer and in autumn by migrating geese has been investigated e. g. by Frädrieh a. Litzbarski (1975, 1976). However, the conditions of resting sites preferred by the Grey-lag are the same as those of *Anser fabalis* and *Anser albifrons*. Firstly, we have some large lakes (Lake Krakow, Lake Gülpe, Lake Plau and Lake Schwieloch) which will be frequented by the Bean Goose and White-fronted Goose together with the Grey-lag at the beginning of autumn. On the other hand, we have found many smaller waters like ponds, peatland and small lakes as resting sites of the Grey-lag, too. It is very difficult to find out the essential ecological criteria of the Grey-lag's resting waters. But we think the ecological conditions are quite similar to those of *Anser fabalis* and *albifrons*.

Breeding sites of the Grey-lag Goose

The stock of the breeding population has increased since 1960 in the GDR. We have estimated the number of breeding sites to more than 450–500. This is the background for investigations of the ecological conditions of the breeding sites. The results of first investigations are still unsatisfactory.

It is a fact that the ecological conditions that are favoured by the Grey-lag are not measurable with the general status of the waters, e. g. trophy, depth, largeness, water quality. This species is very strongly dependent on the terrestrial conditions in the feeding grounds, not on limnological conditions and especially not on waterchemistry or waterbiology. This is an important differ-

ence with regard to other wildfowl. On the other hand, it is necessary to have a highly structured vegetation on shore and good attainable feeding grounds near the waters. These are the suppositions of settlement of waters by geese (see also at *Hudec a. Rooth*, 1970). In the GDR the main ecological characteristics of waters covered by geese are the following:

- Alternation of dense and loose shore-vegetation mainly composed by *Phragmites*, *Typha*, *Salix* and other underwater
- Shallow water near the shore
- Existence of islands and dams with a high density of plants
- Strong structuration of the shoreline
- Possibilities of getting out of the water at shallow shores without vegetation by geese families.
- Existence of feeding grounds near the water.

II. Effects of a high density of Geese on resting sites

The problem of eutrofication

Dobrowolsky (1973) and *Kalle* (1978) have shown that the import of nutrients and organic substances can bring forth some negative effects in water-ecosystems (eutrofication, oxygen consumption). But theoretical model-investigations have proved that the load by waterfowl is not so high. The whole balance of nutrients and the turnover of substances in the ecosystem will be determined mostly by other processes, e. g. by the import of nutrients, by sewage and wastewater, imports of phosphorus and nitrogen by agriculture and fishery. So we cannot find any limnological model of substances which regards the import of nutrients by geese and other waterfowl today. But it is imaginable that there is a negative influence on the status of eutrofication by geese with regard to the following conditions:

1. High density of waterfowl with a high grazing rate of plants followed by an increase in the turnover of nutrients, especially in summer. The negative effects may be: Intensive development of phytoplankton, water disturbance, development of waterblooms, decrease of transmission of light into the water. Doubtlessly this will only arise in special situations, because the feeding of waterplants brings forth normally a decrease of nutrient contents in an ecosystem. It would be necessary to have a sudden immigration of high numbers of waterfowl only. In our area we have not found any such situation up to now.

2. Another point of view is the presence of many waterfowl are fed outside the waterecosystem and then fly to the water there, where they put their excrements with nutrients into the water. This refers to geese and gulls.

Rutschke and *Schiele* (1980) have done research in this field at Lake Gülpe with regard to Bean Goose and White-fronted Goose. In the autumn there are 10 000 and more geese at the lake. *Rutschke* and *Schiele* have found that 10 000 geese will import 2,2 kg P and 5,2 kg N to the lake daily, which in 40 days from the middle of October to the end of November amount to a total of 88 kg P and 208 kg N. The lake has an area of 600 ha and an average depth of 0,5 m. It contains 3 million m³ of water, with 450 kg P and 300 kg

inorganic and organic N dissolved in it. From the faeces of the geese, the lake gets nearly 20% of the total amount of P dissolved in the water. The increase of nutrients content in the lake Gülpe would doubtlessly be the beginning of eutrofication with negative conditions. *Rutschke* and *Schiele* refer to the modelcharacter of this account explicitly because the accumulation of nutrients in about 40 days is possible only if we do not have anything that changes the quantity and quality of water in the lake. Actually, a small river, the Rhin flows through the lake with the waterflow of 4 to 6 m³/sec during resting time. Therefore the average time of stay is 6 to 10 days only and the accumulation of nutrients is possible about 6 to 10 days only, too. Moreover, the import of nutrients goes on mainly in autumn and winter, so that the metabolism of matter is decreased.

Nevertheless, the example shows that especially with small loaded lakes without an exchange of water resting geese can bring a high degree of eutrofication with changes for the worse of the ecological conditions for other waterfowl. Especially some of the smaller shallow lakes with a well-developed submerged waterplant-vegetation are endangered. In the GDR the following lakes belong to this type: Lake Putzar with 19 000 geese the maximum, Lake Koblentz (8000 geese), Lake Breesen (4000 geese), and Lake Felchow (20 000 geese). It is possible, that the defense against geese is necessary for the preservation of the good ecological and limnological condition of these waters.

It shows a calculation for the lake Felchow, a small lake with an area about 40 ha.

Largeness of lake: 40 ha

Middle depth: 0,5 m

Volume of water: 0,2 million m³

Import of nutrients: 88 kg P, 208 kg N

Load of surface: 0,22 g P/m²·a, 0,32 g N/m²·a

Critical loads according to VOLLENWEIDER (1968): 0,07 g P/m²·a,
1,0 g N/m²·a

Critical loads according to KALBE (1976): 0,13 g P/m²·a,
1,0 g N/m²·a

This loads surpass the critical value of 0,07 g P/m²·a.

Hygienic aspects

Wild geese are, like other ducks or gulls, potential carriers of Salmonellosis (Typhus, Paratyphus, typhoid Fever). The possibility of infection of man will be diminished at time of migration of geese (September to April). At this time we can eliminate the possibility of infection during recreation activities of people (for instance bathing). Greater danger could come from abundant resting Grey-lag geese at beaches in summer.

Excrementation at such places may be very problematic. In the GDR we have not found any infections of man by geese, fortunately.

An other point of view is the hazard to waterfowl by *Clostridium botulinum* in highly eutroficated waters in summer, and also the potential infection by man. This problem has been investigated by *Feiler* and *Köhler* (1976) with regard to the area of the river Havel.

III. Importance of Geese as Bioindicators

The term bioindication of loads or of hazards and of the stability of ecosystems has found its way into many branches of ecology in the last decades. Whereas bioindication of air pollution and of water pollution has been used by forestry and water management for a long time already the importance of birds as indicators has not been known up to now. Of course, ornithologists have pointed out the possibility of indication of biocides by birds as consumers of the second or third compartment of the feedchain, but theoretical considerations on the possibility of general bioindication by birds have been published by *Rutschke* and *Kalbe* (1980) at first recently. So, birds are good indicators, although there are some difficulties because normally birds show changes in their distribution:

– The homothermy and intensity of metabolism are suppositions for the strong dependence of populations on environmental factors. Birds are very sensitive to them.

– The position of most species of birds in the ecosystem has been well defined, and so it is possible to find out changes of the environment.

– Qualitative and quantitative changes of the birdfauna can be accessed easily.

The geese as relatively spectacular birds have a special position in this case. The value of indication will decreased radically by reason of the lower position in the feedchain (second compartment as consumers of the first step). The indication of pollutants by the feeding of contaminated plants is well-known, e. g. for mercury and other toxic salts of heavy metals.

Above all, the breeding population of Grey-lag has a great importance as indicator of the whole changes in waterecosystems, if we want to review the variety, stability and mechanisms of regulation as suppositions for the preservation of landscape. The Grey-lag is an important member of many waterecosystems in the GDR. In connection with the typical combination of species the Grey-lag indicates a generally variable landscape although it shows only little dependence on limnological ecofactors. The typical fauna of birds of a natural shallow lake with clear water would be characterised, e. g. by the following combination of species:

Anser anser – *Anas platyrhynchos* – *Anas querquedula* – *Anas crecca* –
(*Anas acuta*) – *Spatula clypeata* – *Podiceps ruficollis* – *Podiceps nigricollis* –
Podiceps cristatus – *Rallus aquaticus* – *Gallinula chloropus* – *Fulica atra*.

Some of these species have a higher weight of indication than others. The term "species diversity" (D), which was introduced into ornithology by *Bezzel* and *Reichholf* (1974) and *Höser* (1976) is a good characteristic of the ecosystem-variety:

$$D = \sum_{i=1}^s \frac{N_i}{N} \ln \frac{N_i}{N} \cdot 1,44 \quad (1)$$

The term of the rate of missing species (A) according to limnological research by *Kothe* (1962) with regard to ornithological research by *Kalbe* (1978) seems to be more fitting:

$$A = \frac{A_1 - A_x}{A_1} \cdot 100 \quad (2)$$

Table XX/4.

*Appendix: Weight of indication (i)
by breeding waterfowl in*

Black-throated Diver	2,0
Great Crested Grebe	1,0
Red-necked Grebe	1,25
Black-necked Grebe	1,5
Little Grebe	1,25
Cormorant	1,5
Heron	1,0
Little Bittern	1,5
Bittern	1,25
Mallard	1,0
Teal	1,5
Garganey	1,25
Gadwall	1,5
Pintail	2,0
Shoveler	1,5
Tufted Duck	1,25
Pochard	1,0
White-eyed Pochard	1,75
Goldeneye	1,75
Goosander	2,0
Grey-lag Goose	1,5
Mute swan	1,0
Mute Swan (Wildpopulation)	1,5
Lapwing	1,0
Little Ringed Plover	1,25
Snipe	1,5
Curlew	1,5
Black-tailed Godwit	1,75
Redshank	2,0
Common Sandpiper	1,75
Ruff	2,0
Common Gull	1,25
Black-headed Gull	1,0
Black Tern	1,25
Common Tern	1,5
Coot	1,0
Moorhen	1,25
Water Rail	1,0
Spotted Crane	1,25
Little Crane	1,75

Typical stock of breeding birds in natural areas of waterfowl

Clearwater shallow lake: Podiceps cristatus, griseigena nigricollis, ruficollis; Ixobrychus minutus; Botaurus stellaris; Anas platyrhynchos, crecca, querquedula, strepera, acuta; Spatula clypeata; Aythya ferina; nyroca; Anser anser; Cygnus olor; Larus ridibundus; Chlidonias niger; Fulica atra; Gallinula chloropus; Rallus aquaticus; Porzana porzana; Alkaline peatlands: Anas platyrhynchos, querquedula, acuta; Spatula clypeata; Anser anser; Vanellus vanellus; Gallinago gallinago; Numenius arquata; Limosa limosa; Tringa totanus; Philomachus pugnax; Oligotrophic lake: Gavia arctica; Podiceps cristatus; Anas platyrh.; Bucephala clangula; Mergus merganser; Cygnus olor; Fulica atra.

So, we have the possibility to ascertain the causes of environmental change if we have obtained the stock of breeding birds through investigations over a long period of time. A high rate of missing species indicates essential changes of the environment. If we know the typical breeding stock of a natural water-ecosystem we can find out the actual theoretical rate of missing species (A_T). The result will give us the actual step of impoverishment of the ecosystem.

$$A_T = \frac{\sum(A_0 \cdot i) - \sum(A_x \cdot i)}{\sum(A_0 \cdot i)} \cdot 100 \quad (3)$$

A_0 is the theoretical stock of breeding species, i is the weight of indication from 1,0 to 2,0 (Appendix).

Firstly we must find out the typical breeding stock in all natural water-ecosystems. After calculating A_T in the second step we must formulate the aims of management and preservation.

In this case we are only at the beginning of our investigations. But I hope this will be a good possibility of preserving nature and with this preserving waterfowl too of course.

Author's address:
Dr. Lothar Kalbe
GDR, 1500 Potsdam
Bezirks-Hygiene Inst.
Abt. Wasserhygiene
Tornowstr. 48.

XXI. *BRANTA BERNICLA* IN THE WADDEN SEA WITH SPECIAL REFERENCE TO THE NORTH FRISIAN SECTION (SCHLESWIG-HOLSTEIN)

P. Prokosch

Introduction

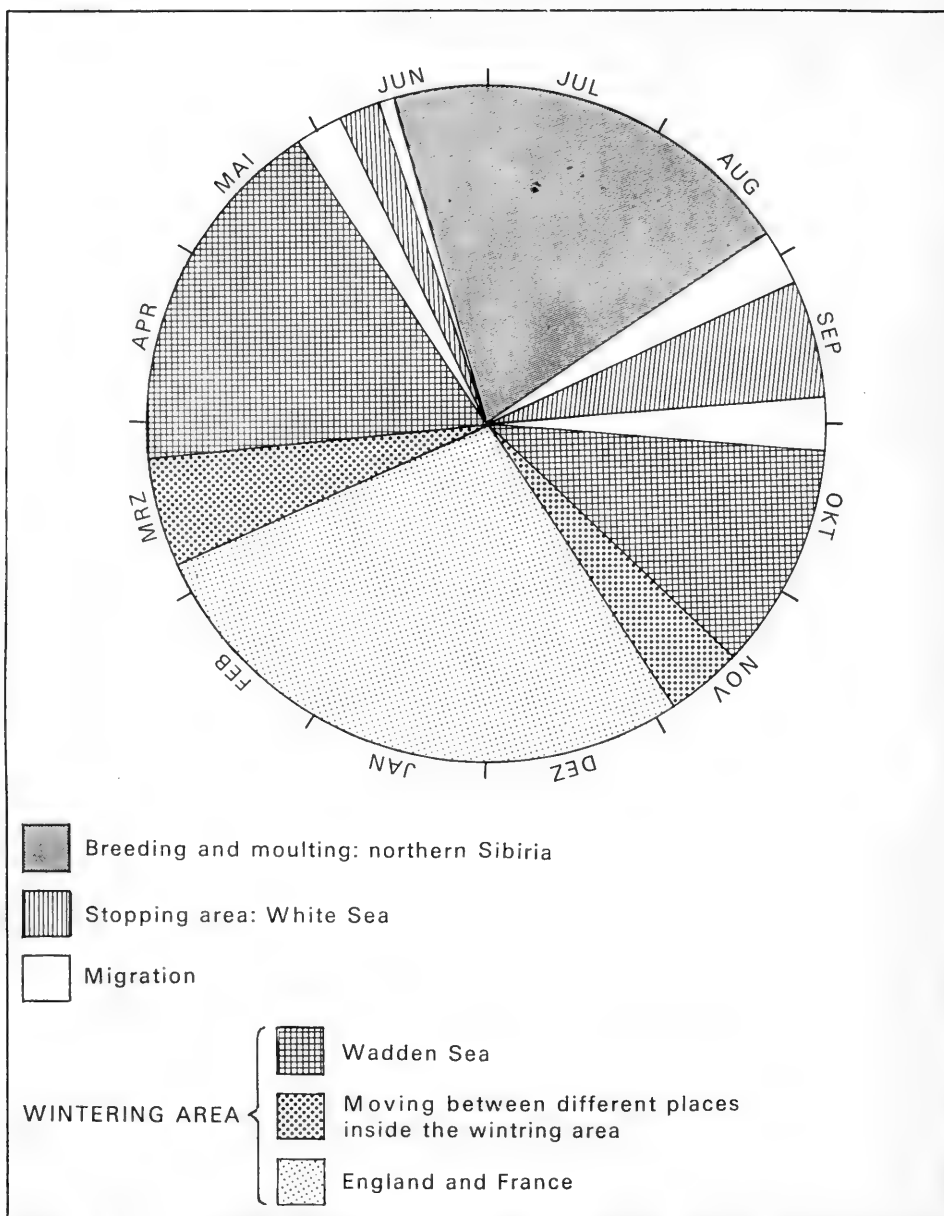
The Wadden Sea on the North Sea coast of Denmark, the Federal Republic of Germany and the Netherlands at certain times of the year holds up to 95% of the total population of *Branta bernicla bernicla* (Ebbinge *et al.*, 1981). The following abstract gives information about the phenology and distribution pattern in the Wadden Sea, the population development and how this affects the situation in Nordfriesland (Schleswig-Holstein).

Phenology and distribution pattern

Within the annual living range of *Branta b. bernicla*, the Wadden Sea area plays its most important role in spring and autumn (Fig. 1). While the distribution pattern in autumn (Fig. 2) reflects to a great extent the position of *Zostera* fields (mainly *Zostera noltii*) on the mudflats, the spring pattern depends essentially on the occurrence of saltings in the supralittoral zone (Fig. 3). Whereas in the northeast part of the Wadden Sea (Nordfriesland), we observe equal peak numbers in October and in April/May, there is a much less obvious autumn peak in the southwest (Dutch Wadden Sea) with only 30–40% of the April numbers. On the other hand we do find – apart from the main real wintering grounds in England and France – many more Brent Geese in the relatively warmer Netherlands (mean temperature in January around 4 °C) than in the colder Schleswig-Holstein area (0–1 °C) in midwinter (Fig. 4). In all parts of the Wadden Sea its function as the migration to the USSR (compare Ebbinge *et al.*) seems to be the most important to the geese.

For four years the IWRB – BRENT RESEARCH GROUP was able to organise, in addition to the international January population count, a second check of the total population by having a synchronised count in April or May in England, the Netherlands, the Federal Republic of Germany and Denmark. These counts proved that we were able to find in winter and spring, mostly with different teams of observers (due to the different distribution of the geese), more or less the same total population of *Branta b. bernicla*. The totals of these two checks each year varied from each other in a range of only $\pm 10\%$.

It became obvious that about 95% of all Dark-bellied Brent Geese are present in the Wadden Sea during April/May and only about 10% in midwinter (e. g. Tab. 1). In April/May Brent Geese can be seen all over the Wadden Sea area. Still they do not disperse quite homogeneously. The highest



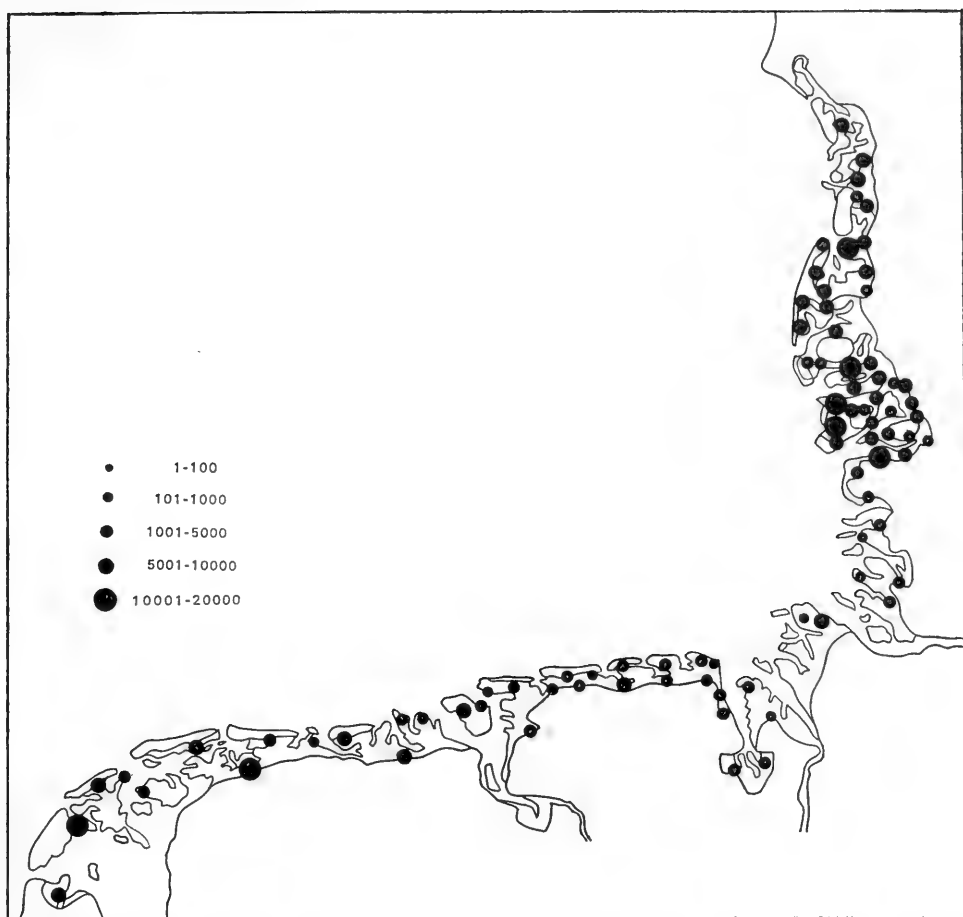


Figure XXI/2: Autumn (October) distribution of Brent Geese in the Wadden Sea (from Ebbinge et al. 1981)

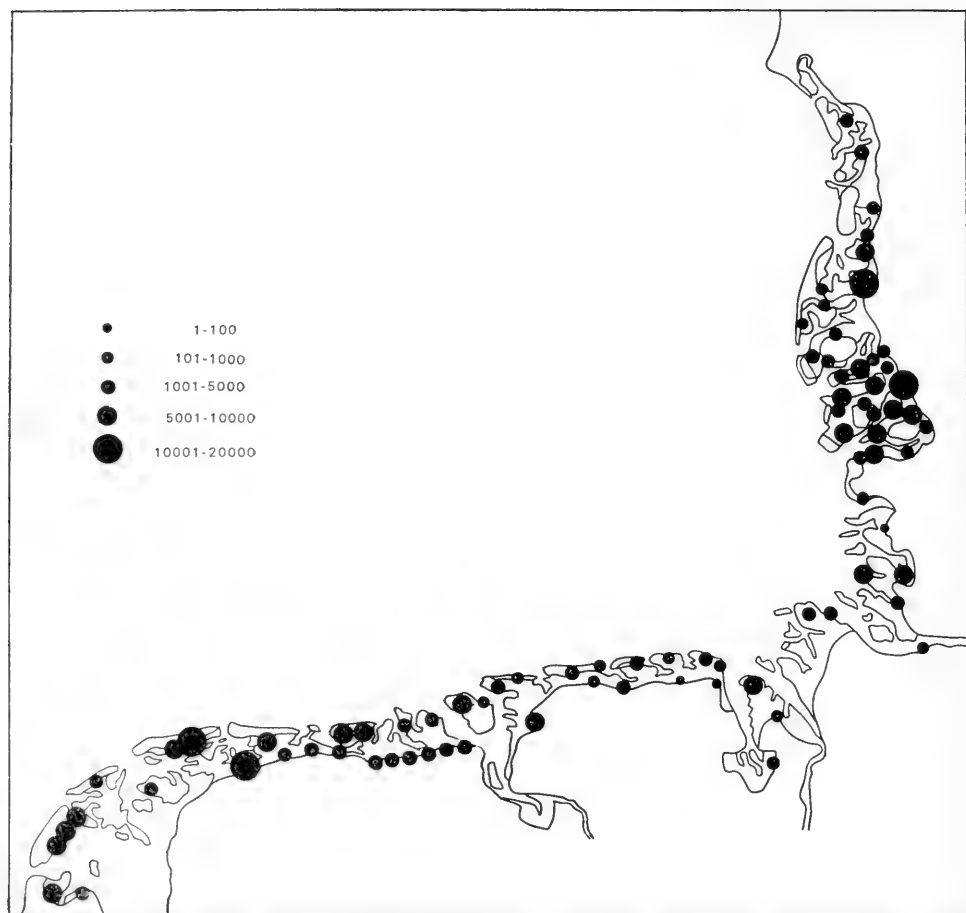


Figure XXI/3: Spring (April-May) distribution of Brent Geese in the Wadden Sea (from Ebbingse et al. 1981)

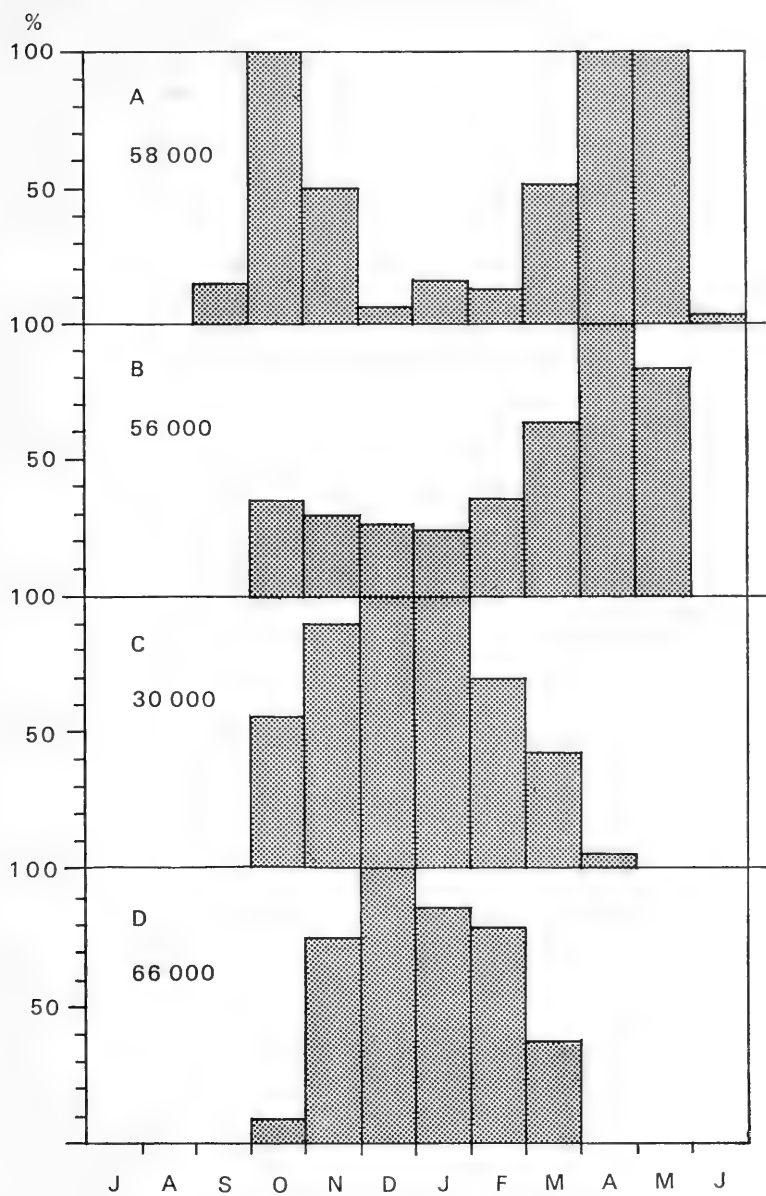


Figure XXI/4: Phenology of *B. b. bernicla* in 4 different parts of the wintering area: N. Frisian Wadden Sea (A: 1974–1978), Dutch Wadden Sea (B: 1974–1978), Essex (England) (C: 1974–75) and France (D: 1979–80, 1980–81). After Ebbinge et al. 1981, Maheo in litt. Prokosch 1981, St. Joseph 1979. (100% = the given maximum number)

Table XXI/1.

*Comparison of the distribution of Branta bernicla
bernicla in mid-January and mid-April 1980.*

After data of the

IWRB – BRENT RESEARCH GROUP

	January	in %	April	in %
Denmark total	300	0.2	28 000	16.5
Danish				
Wadden Sea	300	0.2	24 500	14.5
Schleswig- Holstein				
Wadden S.	5 000	2.9	61 000	36.0
N. Frisian				
Wadden Sea	5 000	2.9	58 000	34.3
Wadden Sea in				
Lower Saxony	700	0.4	14 500	8.6
Dutch Wadden				
Sea	12 000	7.1	56 500	33.4
Wadden Sea				
Total	18 000	10.6	156 500	33.4
Rhine Delta				
(Netherlands)	10 500	6.2	7 600	4.5
England	81 000	47.8	1 500	4.5
France	60 000	35.3	0	0
Total	169 500	100	169 100	100

Table XXI/2.

Results of two complete spring surveys in the Wadden

*Sea considering numbers in relation to area of the
different sections. After data of the IWRB – BRENT*

RESEARCH GROUP

Section of the Wadden Sea	20.4.1980		7.5.1981	
	Individuals	Ind/ha	Indiv.	Ind/ha
Denmark	24 500	0.49	12 000	0.24
Schleswig- Holst. (total)	61 000	0.24	59 000	0.24
Nordfriesland (part)	58 000	0.36	57 000	0.36
Dithmarschen (part)	3 000	0.03	2 000	0.02
Lower Saxony	14 500	0.07	15 000	0.08
Netherland	56 500	0.24	49 000	0.21
Total				
Wadden Sea	156 500	0.21	135 000	0.21

concentrations are noticeable every year in the northeast (Denmark and Nordfriesland) with fairly high numbers in the Netherlands too. Relatively few Brents occur in Lower Saxony and in the southern part of the Schleswig-Holstein Wadden Sea (Dithmarschen) (Tab. 2, Fig 3).

Total population and numbers in Nordfriesland

In Nordfriesland constant maximum numbers of Brents are present during the time of the first week of April to the last week of May. Sightings of marked birds proved that the same individuals stay for two months on the same, traditionally used feeding sites (Prokosch, 1981). For this reason it makes sense to compare the North Frisian spring numbers with the total population development (Fig. 5).

The often described recovery of the population of *Branta b. bernicla* (e. g. Smart, 1979) has its parallel in increasing numbers in Nordfriesland during the second half of the 1970s. But two differences are noticeable as well (Fig. 5):

1. There was obviously a delay in the increase of the geese in Nordfriesland.
2. By the time the total population in 1979/80 had reached a level more than five times higher than 15 years ago, the North-Frisian numbers had only trebled.

One possible answer to this could be that Nordfriesland is positioned in the centre of an optimal and traditionally used feeding area. During times with small numbers most Brents do concentrate in the optimal zone. With increasing population they have to distribute to suboptimal peripheral zones as well, so that relations of numbers do change.

Indeed it is the North Frisian part of the whole Wadden Sea which at present holds the highest amount of marine Brent Goose feeding habitat: 2600 ha of *Zostera*-fields (*Zostera noltii* with a small amount of *Zostera marina angustifolia*) were found in 1979 (Reise, 1979), with an ash-free dry weight of about 600 – 900 t in September before feeding of Brent and Wigeon started (Schultz, 1980). Particularly in the Dutch Wadden Sea the occurrence of *Zostera* decreased very dramatically, with the disease in the thirties and the reclaiming of the IJsselmeer, from 15 000 ha (1920 – 1932) to only 160 ha (1972/83) (Wolff, 1979). (There are no indications of a recent significant recovery.) In addition to the *Zostera* beds 5500 ha of saltings (1981) offer alternative food resources in the North Frisian Wadden Sea in spring (Prokosch, 1981).

During the winter season a change of marine diet takes place when the *Zostera* beds have been eaten out by January (Fig 6). With the increase in the population, the Federal Republic of Germany is the only country left in the wintering area of *Branta b. bernicla* where Brent Geese are not yet forced to use terrestrial feeding sites in numbers worth mentioning. In Britain, France, the Netherlands and Denmark the capacity of the marine feeding resources have already been exceeded during the last years (s. different authors in Smart, 1979).

The expansion of the spring feeding area used in Nordfriesland between 1976 and 1981 is shown in Figs. 7 and 8. We have the impression that not until spring numbers reached 50 000 – 60 000 had the carrying capacity of the saltings been reached in this area. During the last three years, very locally, first inland feeding with up to 2000 birds in total has been observed.

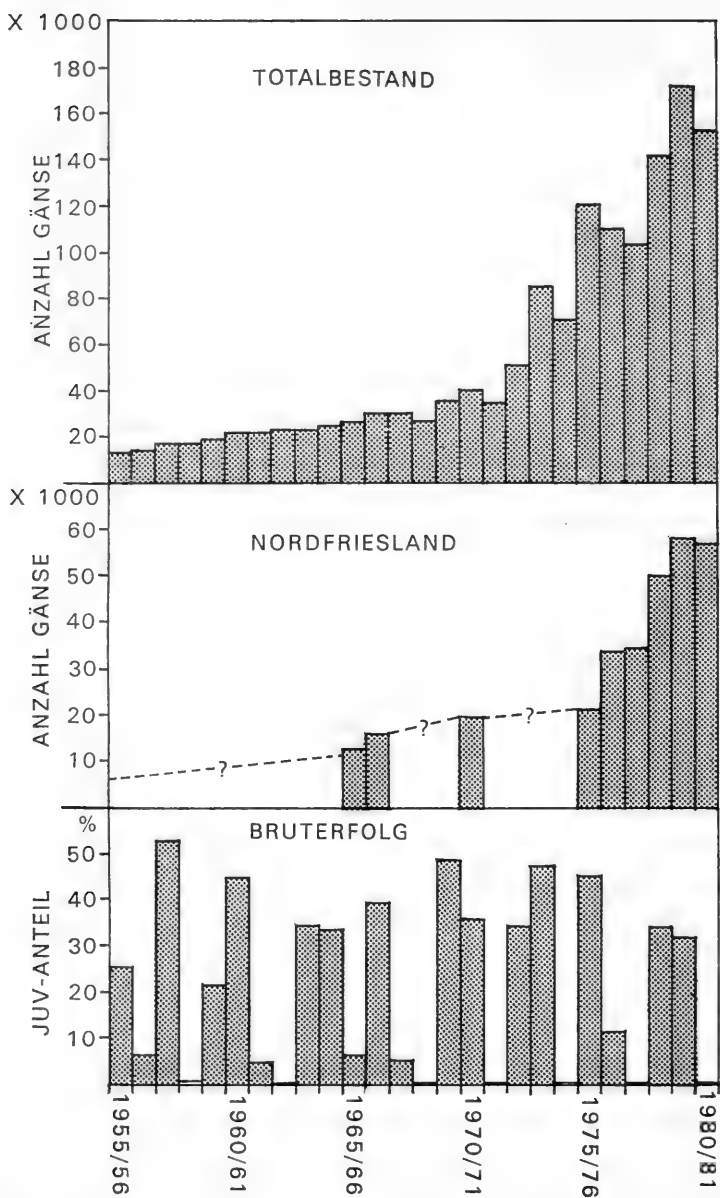


Figure XXI/5: Population development of *B. bernicla* during the period 1955/56 to 1980 (81 top), maximum spring numbers in the N. Frisian Wadden Sea (middle) and annual breeding success expressed as % of juveniles in the wintering flocks (bottom). From Prokosch 1981 after data of the IWRB Brent Research Group

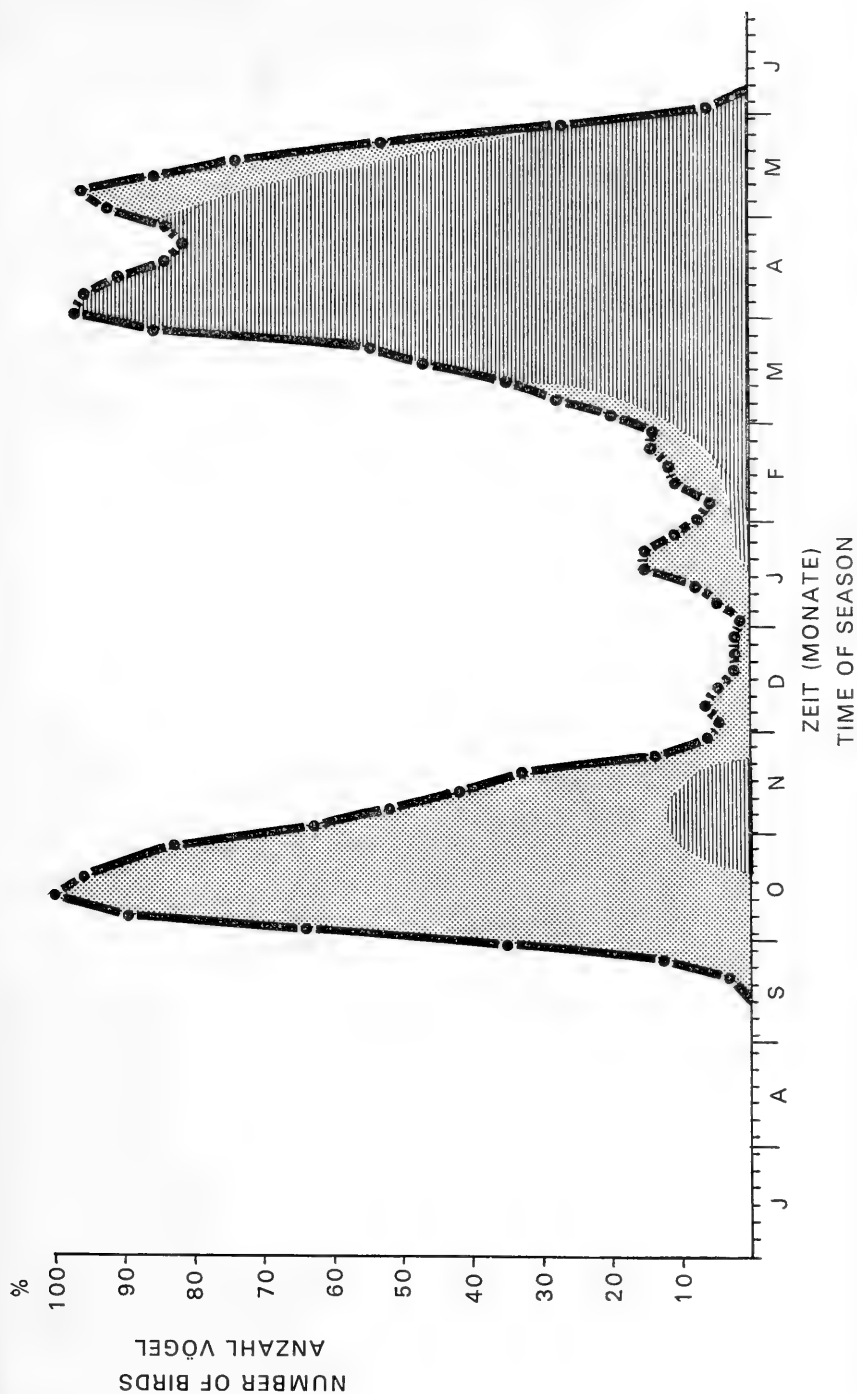


Figure XXI/6: Phenology of *B. b. bernicla* in the N. Frisian Wadden Sea (1971 - 1978) with respect to changing diet. Stippled: feeding in the eutlitoral zone (*Zostera*, *Enteromorpha*); hatched: feeding on the sublittoral sediments. From Prokosh, 1981

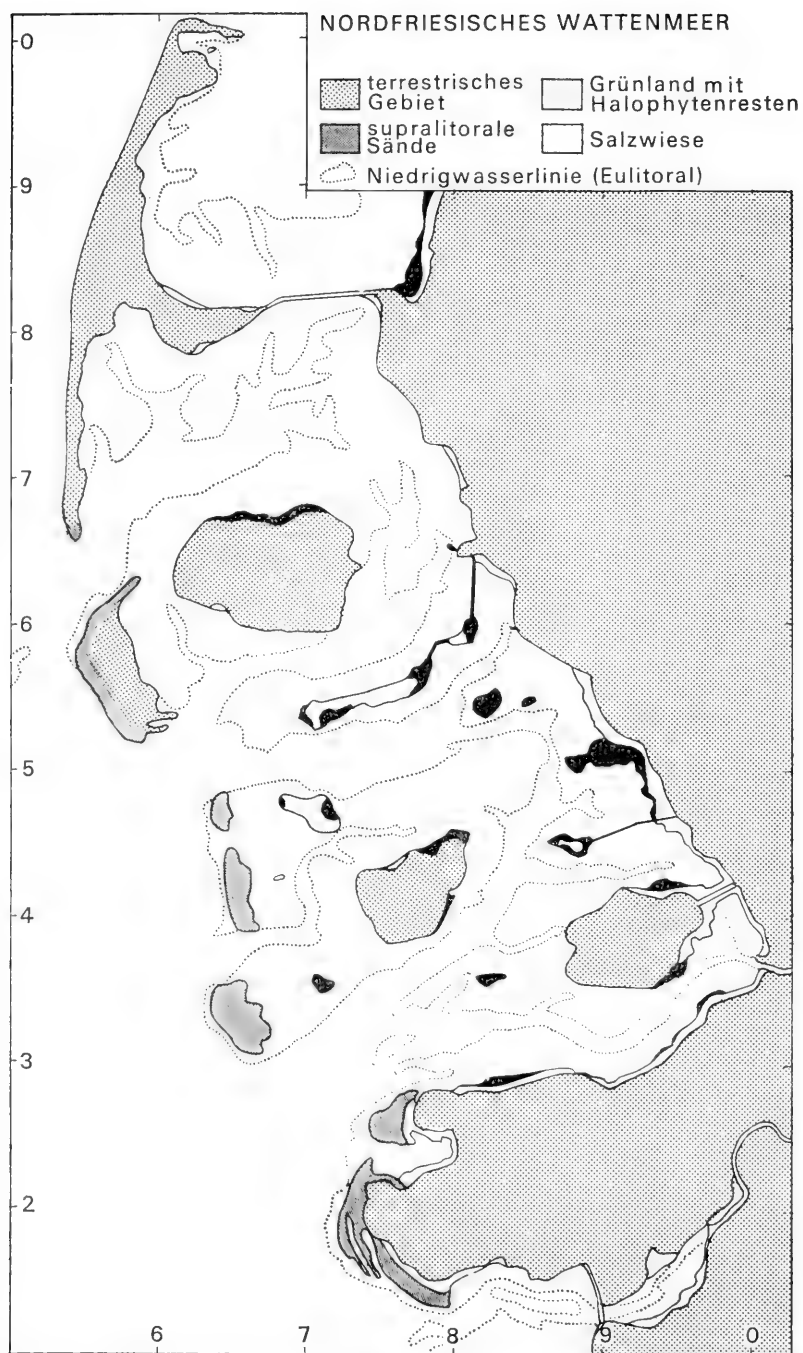


Figure XXI/7: Feeding areas (saltings) in the N. Frisian Wadden Sea used during spring 1976.

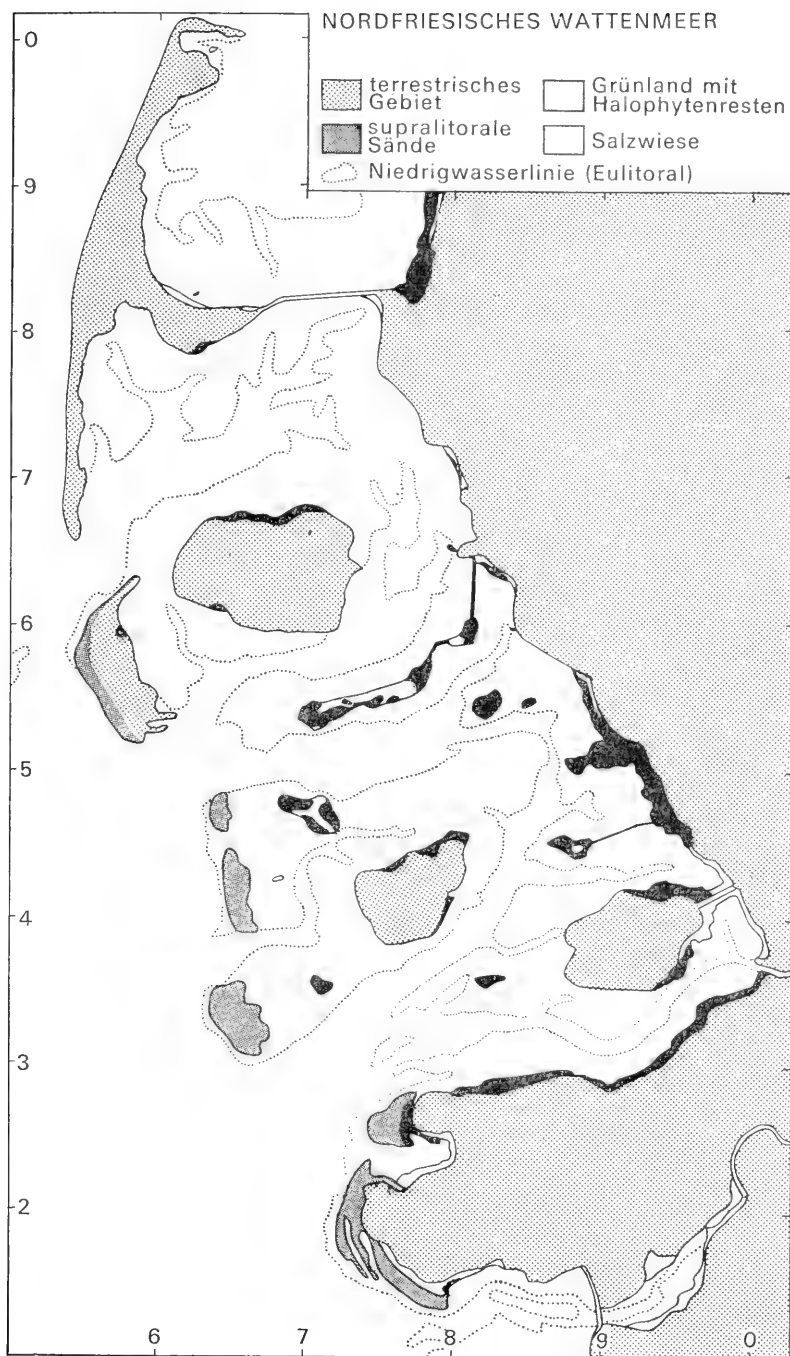


Figure XXI/8: Feeding areas (saltings and semi saltings) in the N. Frisian Wadden Sea used during spring 1981.

The future situation in Nordfriesland

After a total breeding failure in 1980 (Fig. 5), summer 1981 brought a small to medium success (10–20% juv.). It is as yet unclear if the population has dropped or will stay stable this year. Further investigations throughout this season—including juvenile counts and total population counts on 9 January and 7 May 1982—will provide answers.

The people who would like to see a decrease in the population are the farmers of the Halligen (flat salting islands) in Nordfriesland. They claimed compensation for grass losses of about 200 000,—DM in spring 1981. The Minister of Agriculture in Kiel has told them to solve the problems next spring with a new management program. There will be areas (semi-saltings) on 3 private Halligen (Langeness, Hooe and Oland) where scaring and probably even shooting will be allowed. On the other hand more protected areas will be provided for the geese. Compensation will be paid only to the owners of these protected zones.

At the same time the saltings have been decreased by 550 ha due to the diking in of Rodenas-Vorland this year and will probably have a further loss of 845 ha with the reclamation of the Nordstrand Bay (small solution) planned for 1982 (compare *Prokosch*, 1979). These reductions of natural marine feeding habitat concern more than 20 000 Brents which have been counted in these areas in spring 1980. How this will affect the population (and the farmers?) only future observations can tell.

Author's address:

P. Prokosch

Bundesministerium für Ernährung,

Landwirtschaft und Forsten—Bonn

private:

D—2309 Sellin/Selent

References

- Ebbinge, B.—M. Fog—P. Prokosch (1981)*: Brent Goose (*Branta bernicla*). In: *Smit, C. J. & W. J. Wolff* (ed.): Birds of the Wadden Sea. Final report of the section "Shore-birds" of the Wadden Sea Working Group. Texel.
- Prokosch, P. (1979)*: Plans for the diking-in of feeding habitat of *Branta bernicla bernicla* in Schleswig-Holstein, Federal Republic of Germany. In *Smart, M. (1979)*: Proceedings of First Technical Meetings on Western Palearctic Migratory Bird Management in Paris 1977. Slimbridge. p. 106–120.
- Prokosch, P. (1979)*: Bestand, Jahresrhythmus und traditionelle Nahrungsplatzbindung der Ringelgans (*Branta bernicla*) im Nordfriesischen Wattenmeer. Diplomarbeit. Kiel, 146 p.
- Reise, K. (1979)*: Forschungsvorhaben zur Bodenfauna im Gebiet der Nordstrander Bucht. Unpublished report of the Ministry of Agriculture, Kiel.
- Schultz, W. (1980)*: Vogelkundliche Bedeutung der Nordstrander Bucht. Unpublished report of the Ministry of Agriculture, Kiel.
- Smart, M. (1979 ed.)*: Proceedings of First Technical Meetings on Western Palearctic Migratory Bird Management in Paris 1977. Slimbridge.
- St. Joseph A. K. M. (1979)*: Seasonal distribution and movements of *Branta bernicla* in Western Europe. In *Smart, M.* (s. above). P. 45–49.
- Wolff, W. J. (1979 ed.)*: Flora and vegetation of the Wadden Sea. Final report of the section "Marine Botany" of the Wadden Sea Working Group. Leiden. 206 p.

XXII. GOOSE OBSERVATIONS IN THE PANNONIC REGION IN OCTOBER—DECEMBER 1980 AND IN MARCH 1981

T. Lebret

Introduction

Several teams counted geese in the Pannonic region between October and December 1980 and one team was there in March 1981. The areas visited were as follows:

<i>Site</i>	<i>Date(s)</i>	<i>Observers</i>
Kopacirit	19–23 Oct	T Lebret, Dr J Mikuska, G L Ouweneel
Kardoskút	24–25 Oct	T Lebret, G L Ouweneel
Szeged Fehértó	26–27 Oct	T Lebret, G L Ouweneel
Neusiedlersee		
Seewinkel		
Tata	23–24 Oct	G Huyskens, P Maes
Hortobágy area	24–28 Oct	G Huyskens, P Maes
Biharugra	29 Oct–1 Nov	G Huyskens, P Maes
Kardoskút	2–4 Nov	G Huyskens, P Maes
Szeged Fehértó		
Velencei-tó	6–7 Nov	G Huyskens, P Maes
Balaton area	9–10 Nov	G Huyskens, P Maes
Tata	11 Nov	G Huyskens, P Maes
Neusiedlersee	12 Nov	G Huyskens, P Maes
Seewinkel		
Tata	20–24 Nov	LMJ van den Bergh, JFN van den Bergh–van Leeuwen, D Visser
Danube Valley (East Bank)	25–27 Nov	LMJ van den Bergh, JFN van den Bergh–van Leeuwen, D Visser
Kardoskút	28 Nov	LMJ van den Bergh, JFN van den Bergh–van Leeuwen, D Visser
Szeged-Fehértó		
Balaton + two other areas in W. Hungary	2 Dec	LMJ van den Bergh, JFN van den Bergh–van Leeuwen, D Visser
Tata	28 Feb–6 Mar	LMJ van den Bergh, J Philippona, E C Smith and D Visser
The Danube Valley, Balaton, Kardoskút and Hortobágy	were briefly visited in spring but no geese were found	

The autumn observation period lasted 45 days, the spring period 7 days. Some areas were visited several times: Tata 23–24 October, 11 November, 20–24 November, 28 February to 6 March; Kardoskút 24–25 October, 2 November; Seewinkel 26–27 October, 12 November.

Van den Bergh et al. are preparing a special paper on several aspects of the biology of the Tata geese and the very intensive shooting in that area. Huyskens paid special attention to the *Anser fabalis* races. The present report is a compilation of three reports by van den Bergh et al., a report by Huyskens and the authors.

Methods

Geese are easily overlooked when they are feeding in extensive fields with much cover, especially when the days are short, visibility is bad and the observer unfamiliar with the sites. Reliable counts are for the greater part made near the roosts. As the geese may sometimes arrive in almost complete darkness, counts during the morning flight are preferable. A wide scale of weather types may favour or hamper the observations.

There was a full moon on 23 October and on 22 November. Flocks of the order of 300 birds are not mentioned here in the case of the commoner species. Numbers of *Anser erythropus* and *Branta ruficollis* are complete.

Areas

Kopacirit is a marsh of some 30 000 ha at the confluence of the Drava and Danube. The higher ridges are wood covered but there are many often extensive "jezeros", lakes and oxbows.

Kardoskút – Fehértó: puszta reserve with a very shallow soda lake (fehér means white and tó pond or lake). The name Fehértó is common all over Hungary. It is also Hungarian for Lake Neusiedl. Kardoskút is to the ENE of Hódmezővásárhely.

Szeged – Fehértó: fish ponds and salt lake some 10 km north of Szeged.

Hortobágy area: the well known large-scale plain with large fish ponds.

Virágoskút: a fish pond in the NE of this region.

Biharugra: fish ponds on the Hungarian – Rumanian border near Komádi.

Velencei-tó: near Székesfehérvár ± marsh near Dinnyés railway station.

Balaton

Tata: the roost is on Öreg-tó, to the SE and bordering the town of Tata.

Danube Valley (East bank): Szabadszállás, Hajós – Dúsnok and region south of Baja.

West Hungary: Region near Nagyatád and Balaton.

Results

Kopaci rit	21 Oct morning flight	21 500	<i>Anser fabalis</i>
	23 Oct morning flight	20 550	<i>Anser fabalis</i>
Road Hódmezővásárhely-Kardoskút	1600 hours evening flight	of some 3000	<i>Anser albifrons</i>
These birds were flying parallel to road to the southwest, obviously towards Szeged-Fehértó and not to nearby Kardoskút, probably due to the lack of water at the latter locality.			
Kardoskút	24 October	9 000	<i>Anser albifrons</i>
		4	<i>Anser erythropus</i>
		3	<i>Branta ruficollis</i>
Lange Lacke, Seewinkel	26 October	23 750	<i>Anser fabalis</i>
		4 000	<i>Anser anser</i>
<i>Huysskens & Maes</i> in their report pay much attention to the race of the <i>Anser fabalis</i> observed, stating that these geese all belonged to the race <i>A. f. rossicus</i> ; no flocks of mixed composition occurred.			
Tata	23 October	8 000	<i>Anser fabalis</i>
Hortobágy fishpond	23 October	10 000	<i>Anser albifrons</i>
		70	<i>Anser erythropus</i>
Virágoskút fishpond	26 October	4 000	<i>Anser albifrons</i>
		300	<i>Anser anser</i>
		100	<i>Anser fabalis</i>
Hortobágy and west to Tiszafüred	28 October	1 500	<i>Anser fabalis</i>
		50	<i>Anser fabalis</i>
		10	<i>Anser erythropus</i>
		20	<i>Anser anser</i>
Total in Hortobágy area	25 – 28 October	15 000	<i>Anser albifrons</i>
20 000 <i>Anser albifrons</i> is well possible		1 200	<i>Anser anser</i>
		150	<i>Anser fabalis</i>
		80	<i>Anser erythropus</i>
Biharugra southern ponds	29 October	1 500	<i>Anser albifrons</i>
		20	<i>Anser fabalis</i>
Biharugra northern ponds	30 October	4 500	<i>Anser albifrons</i>
		750	<i>Anser anser</i>
		300	<i>Anser fabalis</i>
Kardoskút	31 October	20 000	<i>Anser albifrons</i>
		300	<i>Anser fabalis</i>
		100	<i>Anser anser</i>
		30	<i>Anser erythropus</i>
		11	<i>Branta ruficollis</i>
Szeged-Fehértó from E (evening flight)	2 November	11 000	<i>Anser albifrons</i>
		2 500	<i>Anser fabalis</i> (local information)
Szeged-Fehértó snow Csaj-tó (W of Szentcs) (evening flight)	3 November	30 000	<i>Anser albifrons</i>
	4 November	500	<i>Anser albifrons</i>
		500	<i>Anser anser</i>

Velencei-tó	6 November	30 000	<i>Anser fabalis</i>
Velencei-tó	7 November	30 000	<i>Anser fabalis</i>
(evening flight)		1 000	<i>Anser albifrons</i>
		1 000	<i>Anser anser</i>
Balaton, SW (in fields)	8 November	6 000	<i>Anser fabalis</i>
(evening flight) 5000 to			
Balaton, 1000 to Kis-			
Balaton			
Balatonfenyves	9 November	20 000	<i>Anser fabalis</i>
(evening flight)			
Fields South of Siófok	11 November	550	<i>Anser fabalis</i>
Local information suggests		4 500	<i>Anser fabalis</i>
Total in Balaton region			
then might be		30 000	<i>Anser fabalis</i>
Tata (evening flight)	11 November	35 000	<i>Anser fabalis</i>
Lange Lacke—Seewinkel	12—13 November	22 000	<i>Anser fabalis</i>
(evening flight)		3 000	<i>Anser albifrons</i>
Tata	20—24 November	14 000	<i>Anser fabalis</i>
(counts at roost)		27 000	<i>Anser fabalis</i>
			(maxim.)
		1 000	<i>Anser albifrons</i>
Much variation in numbers due to			
full moon.			
Distance to feeding places 10—30 km, in majority of cases feeding on corn			
fields with high stubble.			
Hajós-Dusnok	25 November	1	<i>Branta ruficollis</i>
Dusnok		1 100	<i>Anser fabalis</i>
Nearby roost (West of Danube)		2 100	<i>Anser fabalis</i>
		4 700	<i>Anser fabalis</i>
Roost west of Szabadszállás	26 November	660	<i>Anser fabalis</i>
		155	<i>Anser anser</i>
		110	<i>Anser albifrons</i>
Danube Valley south of Baja	27 November	550	<i>Anser fabalis</i>
Szeged-Fehértó	28 November	16 000	<i>Anser albifrons</i>
(morning flight)			
Kardoskút (evening flight)		26 500	<i>Anser albifrons</i>
		175	<i>Anser fabalis</i>
		57	<i>Anser anser</i>
Nagyatád region	1 December	940	<i>Anser fabalis</i>
Balatonberény	2 December	5 000	<i>Anser fabalis</i>
(roosts on ice)			
Counts in spring			
Tata Öreg-tó	28 February	40 000	<i>Anser fabalis</i>
(evening flight)			
Tata (morning flight)	2 March	50 000	<i>Anser fabalis</i>
Tata (morning flight)	5 March	43 500	<i>Anser fabalis</i>
Kocs-Nagyigmánd	5 March	10 000	<i>Anser fabalis</i>
(evening flight)			

One more roost was found west of Komárom and a third near Kocs-Nagyigmánd some 14 km to the west of Tata. On 6 March a neck-banded *Anser fabalis* was observed at the main roost of Öreg-tó and a few hours later near Kocs-Nagyigmánd. Changes from one roost to another may be made frequently.

12 *Anser fabalis* were observed with neckbands fitted in the German Democratic Republic. Van den Bergh had seen three of them before in the Netherlands-Niederrhein. One of these (B 83) had been observed near Salmorth (Niederrhein) on 18 December 1980 and was seen again near Kocs-Nagyigmánd on 6 March 1981.

Tata appears to have far higher numbers during spring passage (over 50 000) than it has in autumn (35 000). This is conceivable as no geese were found in between 28 February and 6 March in the Balaton area and along the Danube south of Budapest. This might indicate that the Tata region is most favourable of the geese in spring, but it may also be less attractive in autumn due to the very intensive disturbance by shooting. Velencei-tó was not visited in March 1981.

Neusiedlersee	7 March	16 000 to 18 000 <i>A. fabalis</i>
Seewinkel		3 500 <i>A. albifrons</i>
		2 500 <i>A. anser</i>

Total by species in autumn 1980	
<i>Anser fabalis</i>	150 900
<i>Anser albifrons</i>	72 250
<i>Anser anser</i>	7 550

No doubt these counts do not give a true picture of the numbers present. In some areas only a proportion of the geese may have been found. In some cases a proportion may have been counted twice. The most important source of error seems that it is unlikely that the visit of the counting teams to a certain area coincided with the maximum number of geese in that area. The Kopaci rit for instance may have 50 000 *Anser fabalis* in November (*J. Mikuska pers. com.*). This is some 30 000 more than the number found there in the end of October but these 30 000 birds may have been counted somewhere in Hungary.

Moreover Kardoskút had a maximum of some 80 000 *Anser albifrons* from 10–13 November 1980 when there were 52 *Branta ruficollis* (*Sterbetz in litt.*). These figures are much higher than those of van den Bergh et al. near the end of the month, even if the Kardoskút count and that of Szeged-Fehértó are combined.

It seems very worthwhile to continue this type of observation in future years, if possible with better coordination.

Author's address:
T. Lebrecht
Populierenlaan 7
Middelburg
Netherlands

XXIII. PEAK NUMBERS OF GEESE AND CRANES ON AUTUMN MIGRATION IN THE KARDOSKÚT NATURE RESERVE, SOUTHEAST HUNGARY

I. Sterbetz

In Hungary, migration of geese and cranes depends heavily on weather and food conditions. This causes fluctuations in the course of migration and makes quantitative estimates difficult. Both IWRB monthly counts (*Sterbetz, 1977*) and counts made on successive days (*Lebret et al.*, in press) provide results which occasionally are not of universal validity. If we wish to get a more exact trend, we should evaluate the peak counts over a longer time scale.

Here I present peak counts over 30 years at the Kardoskút Nature Reserve (46°30'N; 20°28'E). I consider the peak numbers taken from the autumn period (September – December) to be characteristic of the area. No similar evaluation is possible from spring migration which is too concentrated in time.

70% of geese and all cranes migrating through Hungary will appear in the eastern part of the country, the steppe zone. Here one can find saline steppe patches, natron lakes and, more recently, fish pond systems which attract migrating birds. Large-scale maize farming provides a rich food source by split crop which is another factor attracting birds (*Sterbetz, 1975, 1979/a, 1979/b*).

During the last 20 years, the Kardoskút Nature Reserve has been the most important gathering site for geese and cranes in Hungary. The largest numbers were observed here. Birds on their way to the Balkans gather here and stay till the winter forces them to leave for more southerly winter quarters. This peak reflects optimal habitat conditions for these birds. The recent increase after 1970 reflects the rich food source provided by the growing acreages of large-scale maize farming.

Author's address:
Dr. István Sterbetz
Budapest
Fivér u. 4/a
H – 1131

Table XXIII/1.

Peak numbers of geese and cranes

Year	<i>A. anser</i>	<i>A. fabalis</i>	<i>A. albifrons</i>	<i>A. erythropus</i>	<i>B. ruficollis</i>	<i>G. grus</i>
1951	22	1200	9 000	3 400		450
1952	—	3200	11 000	812		311
1953	12	1500	10 000	240		400
1954	3	3000	12 000	500		1 200
1955	35	1200	18 000	11 000		800
1956	6	4500	11 000	300		500
1957	49	3300	16 000	140		900
1958	2	650	22 000	42		650
1959	14	1400	15 000	14		1 000
1960	150	1200	10 000	8		2 000
1961	61	800	14 000	150		1 500
1962	20	1100	25 000	2 000		800
1963	12	850	19 000	1 200		1 300
1964	4	2000	20 000	120		2 000
1965	38	2000	15 000	560		1 300
1966	120	4000	30 000	2 000	5	1 226
1967	50	6000	20 000	1 035		508
1968	1	4000	20 000	49		560
1969	23	8000	15 000	3 000		2 000
1970	—	3000	50 000	2 000	11	1 800
1971	42	6000	25 000	2 000		1 800
1972	8	2000	45 000	5 000	1	2 067
1973	—	1000	50 000	1 000		750
1974	—	88	70 000	2 000	10	4 000
1975	140	2000	10 000	500		5 000
1976	—	150	40 000	300		10 000
1977	48	39	30 000	150		10 000
1978	20	140	35 000	1 250	41	3 000
1979	250	119	60 000	1 300	15	8 000
1980	36	1500	80 000	22	52	4 000

References

- Lebrét, T. et al. (in press.):* Goose observations in the Pannonic region in October – December 1980 and in March 1981. IWRB Goose symp. Debrecen 1981.
- Sterbetz, I. (1975):* Vízivad, Budapest, Mezőgazdasági Kiadó, 1 – 204 p.
- Sterbetz, I. (1977):* Development of wild-geese migration on the Hungarian gathering places. *Aquila* 82. 181 – 194. p.
- Sterbetz, I. (1979/a):* The role of the maize monocultures in the food basis of the migration of waterfowl. *Állattani Közlemények* LXVI. 153 – 159. p.
- Sterbetz, I. (1979/b):* The feeding ekologie of *A. albifrons*, *A. erythropus* and *A. fabalis* in Hungary. *IWRB Bull.* 45. 9 – 16. p.

XXIV. GEESE IN YUGOSLAVIA

J. Mikuska

Faculty of Education, University of Osijek Yugoslavia

B. Kutuzović

CUO Braća Ribar, Osijek, Yugoslavia

Introduction

Obvious decreasing in number of all wild goose species in Middle and Southern Europa is also noted in the area of Yugoslavia. This fact points at the necessity of details research on ecology of these imperilled species if we want to protect them successfully.

Methods

This contribution is made according to author's own researches and literature data. Since all the literature referring to this area was not available to the author, it is possible that all founts of rare goose species are not included here.

Results and discussion

Till now eight wild goose species are noted on the territory of Yugoslavia: Barnacle Goose [*Branta leucopsis* (Bechstein, 1803)], Brent Goose [*Branta bernicla* (L., 1758)], Red-breasted Goose [*Branta ruficollis* (Pallas, 1769)], Greylag Goose [*Anser anser* (L., 1758)], White-fronted Goose [*Anser albifrons* (Scopoli, 1769)], Lesser White-fronted Goose [*Anser erythropus* (L., 1758)], Bean Goose [*Anser fabalis* (Latham, 1787)] and Pink-footed Goose [*Anser brachyrhynchus* (Ballion, 1833)]. Other species, such as Bar-headed Goose [*Anser indicus* (Latham, 1790)] and Snow Goose [*Anser caerulescens* (L., 1758)] have not yet been observed.

Barnacle Goose [*Branta leucopsis* (Bechstein, 1803)] is rarity in Yugoslavia. Till now, only one specimen is known, shot in November 1953 at Lukino Selo (9), Banat, northeastern Yugoslavia (Csornai, 1957). Landbek (1842) has noted it for Srem (8), but without other data (Figure 1).

Brent Goose [*Branta bernicla* (L., 1758)] is also a rare bird. It is evidenced with certainty on three localities, on the River Cetina (1), where was caught on the 7th January 1899 (Rossler, 1902), at Lonjsko Polje (2) where was shot on the 23rd December 1906 (Rucner, 1970) and at Uzdin (3), where was found on the 15th October 1979 (Dević, 1980). According to Csernel (1899) this bird was caught in winter 1845/46 in the surroundings of Novi Sad (7), but without arguments. With certainty it was seen on the 16th December 1933, near Beograd (4) (Matvejev, 1950) and on the 13th January 1958 on Ludas Lake (5) (Mikuska, 1968). Except these findings, Landbek (1842) noted the Brent Goose for Srem (10), Kolumbatović (1880–1904) for Dalmatia and Reiser

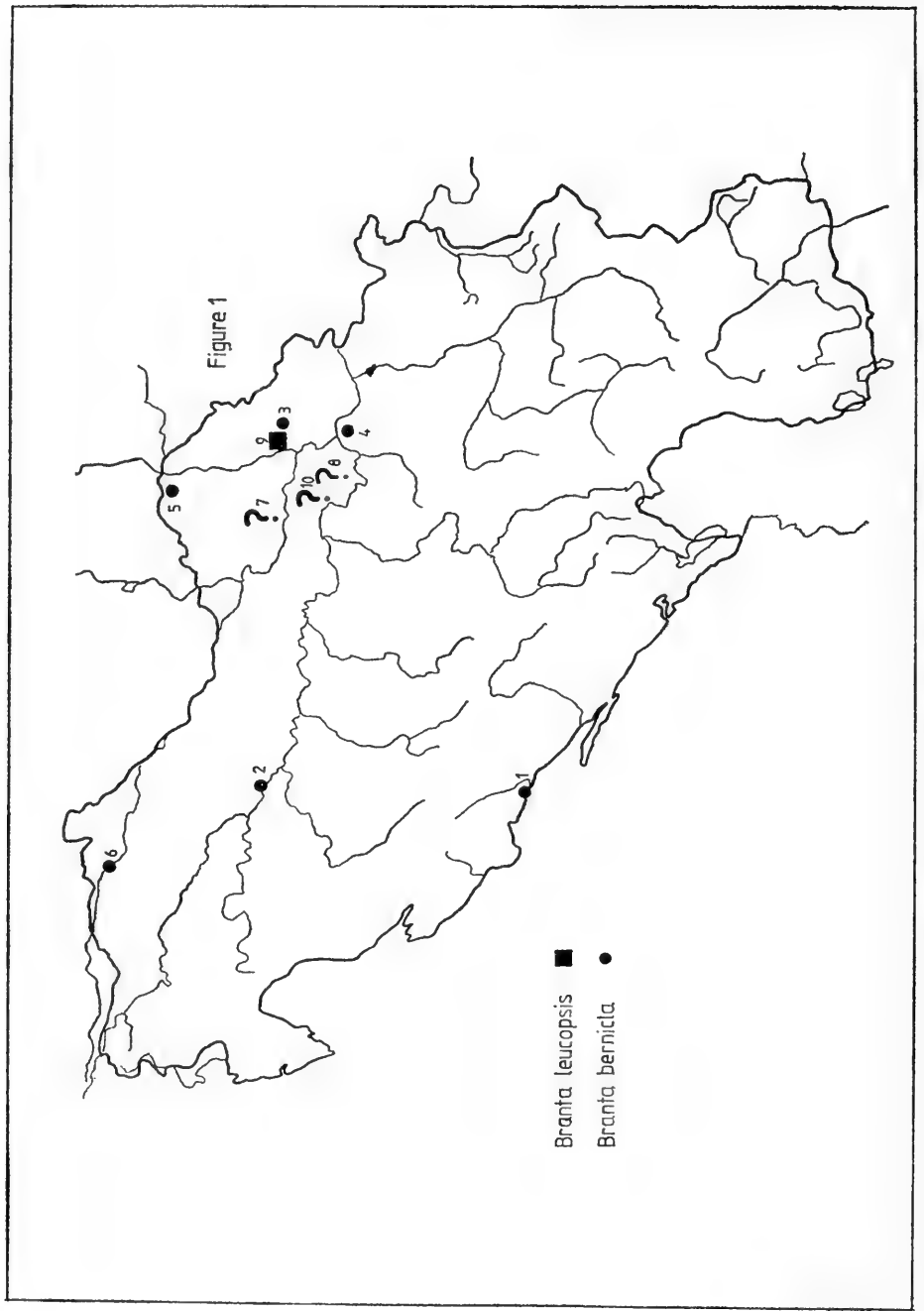


Figure XXIV/1: *Branta leucopsis* – *Branta bernicla*

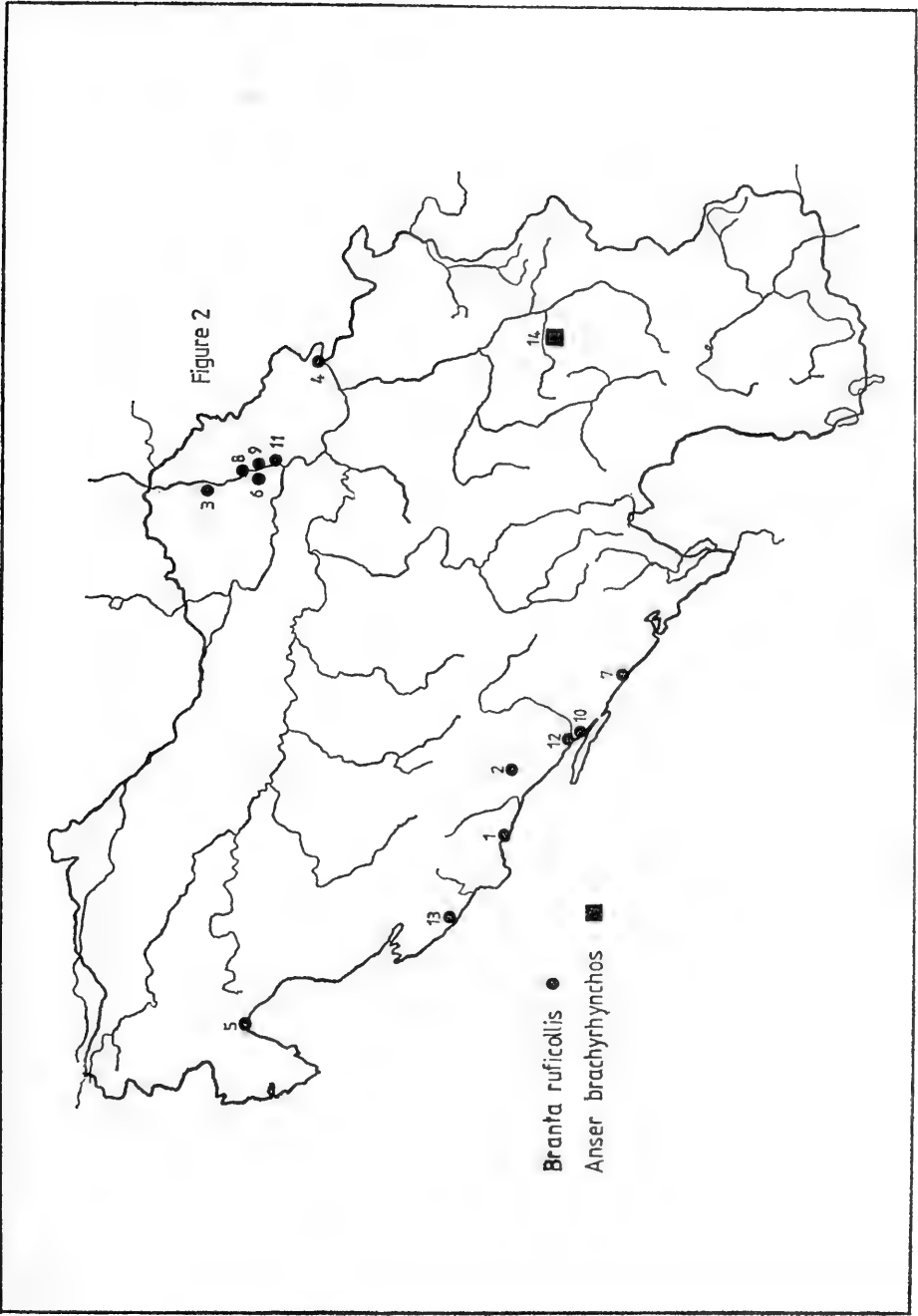


Figure XXIV/2: *Branta ruficollis* — *Anser brachyrhynchos*

(1925) for surroundings of Maribor (6) where one specimen was prepared, but without data on locality and date (Figure 1).

Red-breasted Goose [*Branta ruficollis* (Pallas, 1769)] is the most often guest of genus *Branta* in Yugoslavia. The following data are known: surroundings of Split (1) (Figure 1) on the 17th January 1929, Imotsko Polje (2) on the 28th February 1929, Senta (3) in December 1938, Bela Crkva (4) in December 1938, Rijeka (5) in January 1940, Stari Bečej (6) on the 9th December 1947, Dubrovnik (7) on the 6th January 1954, Stojčicevo (8) in winter 1955/56, Kuzman (9) in winter 1955/56, Hutovo Blato (10) on the 10th February 1956, Taras (11) in October 1962. This species was also shot at Metković (12) (Rucner, 1954) and was seen at Vransko Lake (13) (Krpán, 1980) but we have no more detail data about these findings. There are some other data in literature, without localities and date and it is impossible to know whether these refer to still mentioned data. Therefore those data are not presented here.

Analysing the listed data we can see that Red-breasted Goose appear during December in eastern Vojvodina (Senta, Bečej, Stojčicevo, Kuzman, Taraš, Bela Crkva). In January and February due to severe winter, they are found in coastline zone of Adriatic Sea (Rijeka, Split, Imotsko Polje, Hutovo Blato, Dubrovnik).

Greylag Goose [*Anser anser* (L., 1758)] is the only wild goose species breeding in Yugoslavia. So far, breeding was recorded on 28 localities (Figure 3) (Mikška, 1973). Today, it breeds for certain only at three localities: Kopački rit (1), Karapandža (2) and Crna Bara (3), while at other 15 localities they fail or there are not data. Meliorations are the most frequent reason of disappearance. At Kopački rit there are 20 – 40 breeding pairs, exceptionally more (Table 1).

Table XXIV/1.

Number of breeding
pairs of Greylag Goose
in the Kopački rit

Year	Number of breeding pairs cca
1967	30
1968	20
1969	20
1970	30
1971	40
1972	30
1973	30
1974	40
1975	30
1976	20
1977	30
1978	30
1979	20
1980	30
1981	100

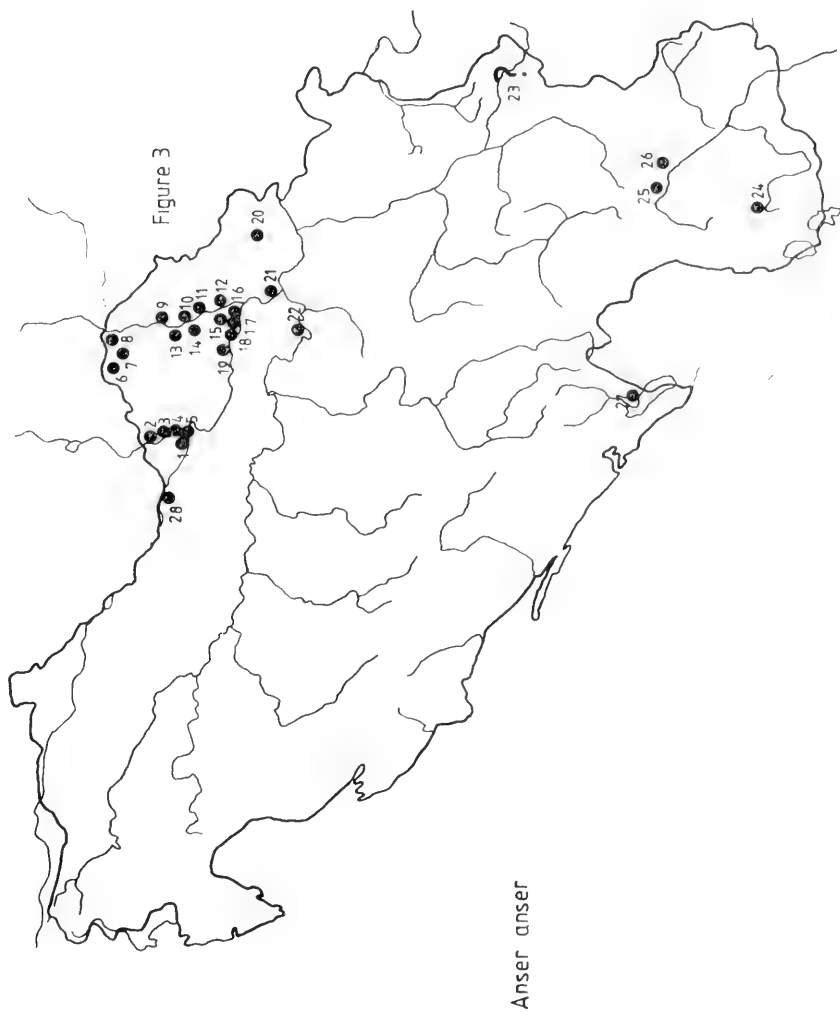


Figure XXIV/3: *Anser anser*

Otherwise, wild geese arrive at Kopački rit early, in the last days of February and remain there to the end of October. In August and September the concentration of about 500 birds are not rare, and exceptionally reach 1000 specimens.

According to data on ringed birds, it is obvious that across the Yugoslav territory migrate geese marked in Sweden, Finland, western part of USSR and Czechoslovakia (Figure 4).

White-fronted Goose [*Anser albifrons* (Scopoli, 1767)] is the most numerous migrant and winter guest in Yugoslavia. In eastern part of country, on salt habitats in Vojvodina it is the dominant species. It is very abundant in Serbia, Macedonia and Montenegro. Towards the West it is less frequent or rare.

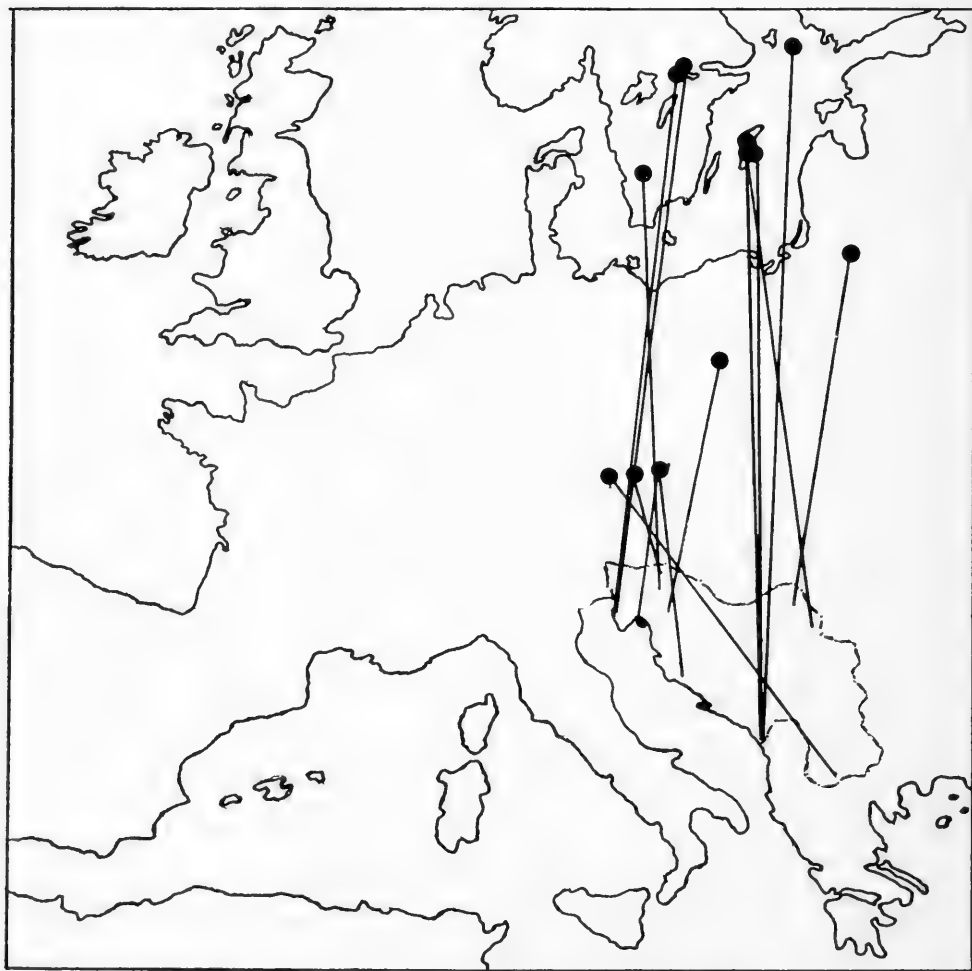


Figure XXIV/4: According to data on ringed birds

White-fronted Geese arrive in Banat, Yugoslavia, at the end of September. During the autumn they last in great number on the salted habitats. In winter, when water freezes and snow covers the fields, they migrate along the River Morava in Macedonia and Montenegro. Some flocks reach Dalmatia too. They leave Yugoslavia in spring, about March.

It is interesting that White-fronted Goose was almost unknown here in last century. From 1899 it becomes more frequent. The maximum was between the two world-wars when only in Panon valley was more than million geese in one year (*Nagy*, 1924). Different authors give the different interpretations for this feature. *Vertse* (1967) supposed that this goose was ordinary in the last century, but nobody argued it. Others doubt in this because at this time worked on Balkan the good ornithologist *Reiser*, who know this species, but didn't note neither argument it for the territory of today's Yugoslavia. The hypothesis, officially accepted, that the direction of the migration was displaced is more probable. This moving affected Pannon valley and western Balkan about the beginning of the century and lasted to the half of the century. Today this moving is farther to the West. Nevertheless, it is necessary to mention the third hypothesis, according to which the White-fronted Goose was may be very common species at the beginning of the last century, but intensive meliorations have influenced upon these birds so negatively that they became temporarily rare. Later, when the ecological situation stabilized, moreover, when due to new fish-ponds and increasing of water areas that have been improved the White-fronted Goose become common again.

In autumn the White-fronted Goose are not numerous at Kopački rit, while in spring they are dominant and reach to 10 000 – 18 000 specimens.

Lesser White-fronted Goose [*Anser erythropus* (L., 1758)] is one of the most interesting bird species in Yugoslav ornithofauna. It is the most rarity southwestern of the River Danube. Only five findings are known: on the 2nd December 1905 one bird was shot on the River Cetina (1) in Dalmatia, on the 11th February 1912 an old male was caught at Sarajevsko Polje (2) (*Obratil*, 1967). The single specimen was collected on the 25th February 1932 at Govedi Brod (3) on the Skadar Lake (*Führer*, 1934), a specimen was caught in the valley of the River Neretva (4) on the 10th January 1954 (*Rucner*, 1957). *Krpan* (1980) informs that he has seen the whole flock at Splitsko Polje (16) in February 1956.

Opposite to this in northeast part of country, in the Vojvodina, where the ecological conditions are more convenient, Lesser White-fronted Goose appears relatively regularly, although in a small number. It is particularly frequent in the surroundings of Ečka (5), on the Festucetum-Steppe. There, *ham* has seen more than 1000 specimens of this species in November 1969. In the other parts of Vojvodina it is probably less frequent. The other findings are known: at Batajnica (6) a specimen was caught on the 2nd December 1900 and on the 16th March 1903. Third specimen was collected on the 24th April 1906 near Zemun (7). *Szlavy* (1908) mentioned this species from the surroundings of Novi Sad (8), and *Šoti* (1973) as a rare species from Koviljski rit (9). *Litahorski* sold in 1938 a prepared Lesser White-fronted Gooses hot at Bela Crkva (10) (*Matvejev*, 1950). *Antal* has found this bird at Bačko Gradište (11) in 1952 and again on the 25th January 1955. *Csornai* (1959) has got one specimen of Lesser White-fronted Goose on the 24th January 1957, probably from the surroundings of Senta (12). In the same year *Dević* saw them twice at

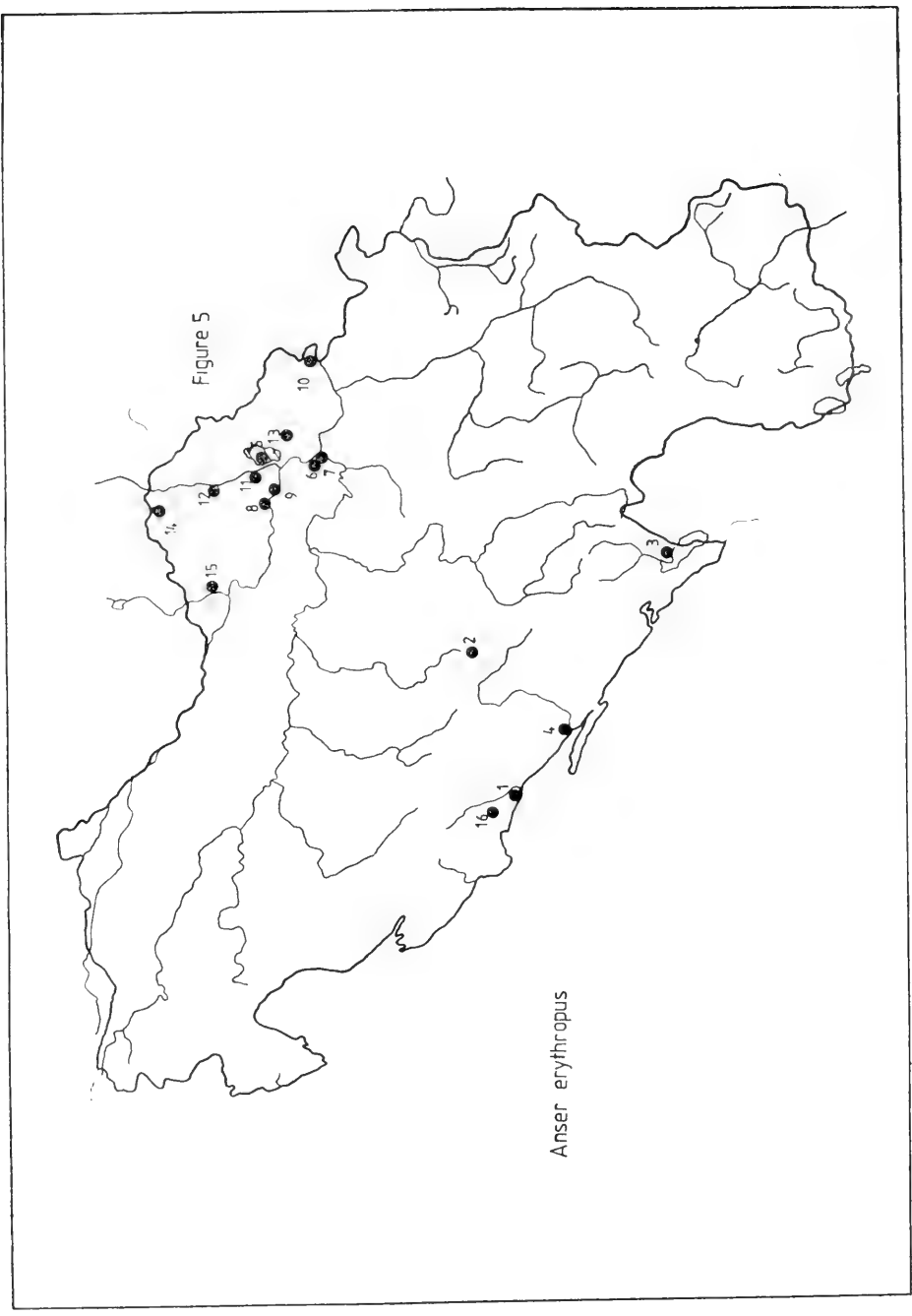


Figure XXIV/5: *Anser erythropus*

Idvor (13). A specimen was seen on the 28th February 1959 at Ludas Lake (14), and on the 25th January 1970 were shot two of 16 specimens, which have been seen at Apatin (15) (Figure 5).

So, we can conclude that in Vojvodina where the ecological conditions are suitable Lesser White-fronted Goose is migrant in a moderate number and sometimes it spend the winter although in a small number.

Bean Goose [*Anser fabalis* (Latham, 1787)] is the regular migrant and winter inhabitant. It retains in Yugoslavia from October to March. It appears in smaller flocks on the whole territory of Yugoslavia. In places, where ecological conditions are convenient it appears in a great number. Such an area is Kopački rit where regularly appears 10 000 and more specimens. In the northern parts of Yugoslavia it is most frequent in the October and November. Although a certain number spend the winter here regularly, the main part of population migrates towards south when snow falls and spend the winter in Serbia, Macedonia, Bosnia and Herzegovina (Karaman, 1950, Matvejev, 1950, Reiser, 1939). The birds retain there near unfrozen rivers. Due to shortage of food on this area the birds lose weight, their meat become stinking and slimy and this is the reason of local popular name "slimy bird".

According to Matvejev (1950) during the particularly bad years, such as 1928, 1939 and 1941, there were even mass death. In the mediterranean part of Yugoslavia, in Dalmatia, the Bean Geese appear nonregularly, rare (Krpán, 1960, 1965, 1970) only in the most severe winters and this is why the people there call this bird "messenger of bad year".

The majority of inspected specimens in Kopački rit belong to the transitive form *Anser fabalis* × *fabalis rossicus*. In addition to this at Kopački rit have been determined two subspecies, *Anser fabalis rossicus* Buturlin, 1933 and *Anser fabalis johanseni* Delacour, 1951 (Keve & Mikuska, 1973).

Pink-footed Goose [*Anser brachyrhynchus* (Baillon, 1833)] is one of the greatest rarity in Yugoslavia. The only one argued specimen was caught on the 12th January 1905 at Prokuplje (Reiser, 1939) (14) (Figure 2). As stated, this species was shot on a several localities, but there are no specimens for argumentation and there is rightly doubt on the accuracy of determination.

Conclusions

According to above listed data it is obvious that till today eight wild goose species are noted on the territory of Yugoslavia. Only one species breeds here, but in a small number.

Four species, *Branta bernicla*, *B. leucopsis*, *B. ruficollis* and *Anser brachyrhynchus* are rare. *Anser erythropus* is a regular migrant but appears in a small number on a limited area in the northern part of Yugoslavia. Two species *Anser fabalis* and *Anser albifrons* regularly appear in a great number but less spend the winter here. We don't know where the most of them spend the winter.

Finally, we must point out that in connection with gees migration and spending the winter there are many unexplained questions. Therefore, the most important thing would be to organize the marking of these birds to get

the answers on, at least, some of that questions. No doubt we have to help to protect these birds.

Author's address:
Dr. Mikuska József
Yu - 54000 OSIJEK
Gundulićeva 19/a
Yugoslavia

Kutuzović Branimir
Yu - 54000 OSIJEK
Našička 4
Yugoslavia

References

- Chernel, I. (1899): Magyarország madarai, Budapest
- Csornai, R. (1957): Madártani hírek Jugoszláviából, Aquila, LIX - LXII. 419 - 420. p.
- Csorna, R., Szlivka, L., Antal, L. (1959): Adatok a Bácska és Bánát madárvilágához, Aquila, LXV. 225 - 239. p.
- Dević, M. (1980): Crna guska - redak gost naše faune, Lovačke Novine, XIX (14). 9. p.
- Führer, L. (1934): A supplement to the Ornithology of Montenegro and Albania, Ibis, 4 (13). 172. p.
- Karaman, S. (1950): Die Ornithofauna des Beckens von Skopje in Macedonien, Larus, Zagreb, 3. 196 - 280. p.
- Keve, A., Mikuska, J. (1973): Über die winterliche Population der Saatgans, Anser fabalis, in Nordjugoslawien und Ungarn, Larus, 25. 47 - 53. p.
- Kolombatović, G. (1880 - 1904): Contribuzioni alla fauna dei Vertebrati della Dalmazia, Glasnik hrv. naravosl. društva. 15.
- Krpan, M. (1960): Beitrag zur Kenntnis der Vogelwelt in der Umgebung von Split. Larus, 12 - 13. 65 - 91. p.
- Krpan, M. (1965): Die Vögel der Insel Vis und ihr benachbarter Inselchen, Larus, 16 - 18. 106 - 150. p.
- Krpan, M. (1970): Beitrag zur Kenntnis der Vogelwelt von Lastovo, Larus, 21 - 22. 65 - 83. p.
- Krpan, M. (1980): Ornithofauna of Mid Dalmatia, Larus, 31 - 32. 97 - 156. p.
- Landbeck, L. (1842): Die Vögel Sirmiens, Okens's Isis, XXX. 2 - 41.
- Matvejev, S. D. (1950): Ornithogeographia Serbica. Srp. Akad. Nauka, 267 - 268. p. Beograd.
- Mikuska, J. (1968): Beitrag zu Kenntnis der Ornithologie des Ludasko See, Larus, 20. 60 - 79. p.
- Mikuska, J. (1973): Über die Verbreitung und Populationgrösse der Graugans, Anser anser, in Jugoslawien, Larus, 25. 55 - 60. p.
- Nagy, J. (1924): Die Vogelwelt der Puszta Hortobágy in Ungarn, Aquila, XXX - XXXI. 279. p.
- Obratil, S. (1967): Pregled istraživanja ornitofaune Bosne i Hercegovine (II dio), Glasnik Zemaljskog muzeja, VI. 227 - 254. p.
- Reiser, O. (1925): Die Vögel von Marburg an der Drau, Gratz.
- Reiser, O. (1939): Materialien zu einer Ornithologie Balcanica. I. Bosnien und Herzegovina. 356 - 358. Wien.
- Rössler, E. (1902): Popis ptica hrvatske faune, Glasnik, XIV. 11 - 90. p.
- Rucner, D. (1954): Ptice doline Neretve, Larus, 6 - 7. 53 - 138. p.
- Rucner, D. (1957): Neue Beiträge zur Kenntnis der Ornithofauna der Unteren Neretva, Larus, 11. 63 - 73. p.
- Rucner, Renata (1970): Beitrag zur Kenntnis der Vogelwelt von Lonjsko polje, Larus, 21 - 22. 31 - 64. p.
- Szláry, K. (1908): Die Vogelwelt des grossen Riedes in Újvidék, Aquila, XV. 242 - 243. p.
- Šoti, J. (1973): Ekološke karakteristike ptica u Koviljskom ritu, Zbornik radova PMF Novi Sad, 3. 109 - 127. p.
- Vertse, A. (1967): Oecological problems of White-fronted Geese passing the inter in Hungary. Aquila, LXXIII - LXXIV. 11 - 32. p.

XXV. THE IMPORTANCE OF KOPAČKI RIT

J. Mikuska

Faculty of Education, University of Osijek, Yugoslavia

In Yugoslavia, at the junction of the Rivers Drava and Danube, exists at this moment about 50 000 ha of area preserved of harmful anthropogenous influence.

There are 6234 ha strictly protected, 10 000 ha are a Nature park, and further 23 000 ha is proposed for conservation.

Kopački rit is situated in southeastern part of Baranja, between Rivers Drava and Danube. The entire area of 6234 ha is inundational area. The climate is intermediate between middle-european and continental type of Panon valley. The average monthly temperature in January is $-0,8^{\circ}\text{C}$, in July $21,6^{\circ}\text{C}$, while the average yearly temperature is $10,7^{\circ}\text{C}$. Annual precipitations amount is 500 – 700 mm. The altitude of Kopački rit is 80 – 84 m. a. s. The lowest area is the central part with the Kopač Lake. The lake is connected with Rivers Drava and Danube and with other swamps in Reserve by several natural channels. The Reserve is inundated in average 99 days yearly, including 48 days entirely. The rest of year it is dry, but during the most severe drought there is still about 282 ha inundated area in lakes and channels.

The floods may appear in every season, but they are the most frequent in spring and early summer.

The flora of Reserve is a typical wetland flora with reedbeds, sedges and willow woods.

The fauna of Kopački rit and surrounding is very rich. In spite of the fact that evertebrates are not investigated the special shell form *Unio tumidus kopaciensis* and 16 species of leeches confirm it.

In addition to 41 fish species, 10 amphibies, 10 reptils and 51 mammals, the fauna of birds is the reachest with the 270 recordered species.

For the fauna of birds in Kopački rit they are characteristic decimated species which breed there such is: Great White Heron (*Casmerodius albus*), Black Stork (*Ciconia nigra*), White-tailed Eagle (*Haliaetus albicilla*), Saker Falcon (*Falco cherrug*) etc.

There occur also great colonies of birds and a huge concentration of birds during migration.

The intention is to present here only those characteristics of bird's world in Kopački rit which are interesting for IWRB and causing this area is of the international importance.

Cormorant (*Phalacrocorax carbo*) breeds on this area. Formely it bred nonregularly or in a small number. Recently, it breeds regularly and the number of breeding pairs increases due to conservations and some convenient

Table XXV/1.

Numbers of breeding
pairs of the cormorant
in Kopački rit

Year	Number of breeding pairs
1969	0
1970	133
1971	0
1972	78
1973	27
1974	100
1975	100
1976	50
1977	142
1978	366
1979	334
1980	534

ecological factors (Table 1). For the IWRB it is interesting that there are more than 500 breeding pairs and concentrations of several thousand birds.

Kopački rit offers excellent conditions for herons. Investigations of breeding of these birds from 1954 show that 1021 pairs breed here in average (Table 2). Night Heron (*Nycticorax nycticorax*) has in average 389 pairs, Squacco Heron (*Ardeola ralloides*) 195 pairs, Purple Heron (*Ardea purpurea*) 179 pairs, Little Egret (*Egretta garzetta*) 133 pairs and Grey Heron (*Ardea cinerea*) 106 pairs. Now, after ten years pause, Great White Heron (*Casmerodius albus*) breeds again. There are even to 1000 specimens in winter.

Although not yet breeding Spoonbill (*Platalea leucorodia*) is very numerous in migration. The concentration of these birds often amounts 500 to 1000 specimens.

Kopački rit is the only locality in Yugoslavia where a Greylag Goose breeds with a significant number, in average 20 – 40 pairs, Bean Goose (*Anser fabalis*) where arrive abundantly in autumn, and White-fronted Goose (*Anser albifrons*) in spring.

Kopački rit has a particular role in the life of different duck species. So far, here are noted 22 species, of which 7 species (*Anas strepera*, *A. platyrhynchos*, *A. acuta*, *A. querquedula*, *A. clypeata*, *Aythya ferina*, *A. nyroca*) are breeding. The concentration of ten or more thousand of ducks belonging to different species is not rare during migration.

Kopački rit is also interesting for waters. When water level is low, these birds arrive in great flocks. The dominant species are Black-tailed Godwit (*Limosa limosa*), Ruff (*Philomachus pugnax*), Spotted Redshank (*Tringa erythropus*), Greenshank (*Tringa nebularia*) and others.

Table XXV/2.

Number of breeding pairs of *Hérons in the Kopački rit*

Year	<i>Ardea cinerea</i>	<i>Ardea purpurea</i>	<i>Casimirodus albus</i>	<i>Egretta garzetta</i>	<i>Ardeola ralloides</i>	<i>Nycticorax nycticorax</i>	<i>Platalea leucorodia</i>	<i>Plegadis falcinellus</i>	Total
1954	93	193	73	235	478	769	11	27	1852
1955	99	98	51	135	249	393			1125
1956	39	91	36	88	315	358			927
1957	9	145	33	110	215	460			972
1958		209	35	92	380	450			1166
1959		180	30	115	272	270			876
1960		223	38	243	265	417			1186
1961		163	20	205	227	247			862
1962		209	27	117	180	305			838
1963		175	23	110	279	400			977
1964		287	22	88	398	690			1485
1965		271	22	212	407	489			1401
1966		219	9	119	268	370			985
1967		215	5	113	256	339			928
1968		115		100	139	270		4	628
1969	4	130		200	157	225			716
1970	35	198		150	190	330			903
1971	100	250	?	100	50	800			1300
1972	100	300	?	200	50	800			1450
1973	50	200	?	100	50	400			800
1974	150	250	?	100	80	300			880
1975	200	200	?	100	100	100			700
1976	250	200	?	120	100	300			970
1977	350	200	?	150	100	400			1200
1978	400	150	?	100	60	600			1310
1979	400	104	5	100	80	200			889
1980	350	50	5	30	10	100			545
1981	350	50	5	200	15	100			720
Average	106	179	16	133	195	389			1021

Because of limited place, here is presented only a little part of richness of bird's world in Kopački rit. Nevertheless, I hope this is enough to confirm the international importance of Kopački rit with respect to waterfowl.

Author's address:
 Doc. Dr. Mikuska József
 54000 OSIJEK
 Gundulićeva 19/a
 Yugoslavia

XXVI. DISTRIBUTION, NUMBERS AND STATUS OF GEESE IN JAPAN

Y. Yokota — M. Kurechi — M. Otsu

Introduction

Ornithological studies of geese in Japan date back to the writings of *Temminck*, *Blakiston*, *Seeborn*, *Stejneger*, and others in the latter half of the 19th century. *Nagamichi Kuroda*, 1912–1978, an eminent Japanese ornithologist who laid the foundation for Japanese ornithology during the, pre-war period, has added much to the knowledge on the taxonomy, distribution, status of geese in our country. *Austin and Kuroda* (1953) summarized all the distributional information of Japanese birds up to their time. Since then, however, there had been a very few observations on our geese until the Forestry Agency of the Japanese Government and the Japanese Association for Wild Geese Protection (JAWGP) almost simultaneously organized waterfowl and geese counts around 1970. The capacity of recent observations of wild geese in Japan is probably due to the difficulty of observing them as they have so drastically decreased in numbers.

In the winter of 1969–70, on the advice of IWRB, the Forestry Agency initiated a survey of wild geese in Japan as a part of the “National Waterfowl Survey”. This survey is still continued as a government project of the Environment Agency, to which the organization of the survey of was transferred from the Forestry Agency in 1971.

The Japanese Association for Wild Geese Protection was established in 1970. The chief objects of the association are the study of geese populations and their preservation in Japan. The present report outlines the current status of geese in Japan, although the data are still insufficient since our research has been carried out for only 10 years.

Organizations and methods of survey

The following two organizations are entirely responsible for the data used in the present report:

— Environment Agency of the Japanese Government. The Environment Agency conducts the survey of the numbers of waterfowl in the middle of January every year. The project has continued since 1970 and the results are published annually. The observers for the survey are forestry and agricultural officers of prefectural governments and officially entrusted wildlife rangers. They count the numbers of geese and ducks both in roosts and in feeding places at many localities ranging throughout the country. The time for counting is from 900 hours until 1200 hours noon; an average of the total numbers of observers is 114 persons.

—Japanese Association for Wild Geese Protection (JAWGP). This association is a private organization founded in 1980 and the authors are among its 40 members. The headquarters of the association is located in Sendai City, about 60 km south of Lake Izunuma, the largest and main wintering ground of wild geese in Japan today. The numbers of geese at Izunuma have been counted by the members of JAWGP at least twice or three times a month since 1971 (Yokota *et al.*, 1979 and 1980). Methods of counting differ for different species. *Anser albifrons* are counted at their morning flight when they move from the roosts to the feeding places. *Anser fabalis* is counted both at the morning flight and while feeding during the daytime, *Branta bernicla* on the other hand, are counted on the sea in the daytime. They are observed either from the sea coast or using a boat.

Since 1976, in addition to the geese counts at Izunuma, we have carried out the counts and observations on geese wintering in other areas of Japan. The subspecies of *Anser fabalis* are identified in the field since 1979.

Species and subspecies of geese wintering in Japan

In goose surveys for 10 seasons from 1971 to 1980, the following four species are recorded every year: *Anser albifrons*, *Anser fabalis*, *Branta bernicla* and *Branta canadensis*. *Anser erythropus* has been observed every year since 1976, the number of birds seen in a season being one to seven individuals. *Anser caerulescens*, *Anser cygnoides* and *Anser anser*, on the other hand, winter in our country only once every two or three seasons and the number of birds seen was one to three a season. *Anser canagicus* was recorded only once (one individual). Altogether nine species of geese have been known to occur in Japan, of which three species (*A. albifrons*, *A. fabalis* and *B. bernicla*) are regular winter visitors today. Two species (*B. canadensis* and *A. erythropus*) are also regular winter visitors but few in number. The other four species are either irregular winter visitors in very small numbers (*A. caerulescens*, *A. cygnoides* and *A. anser*) or a straggler (*A. canagicus*) although at least two of them (*A. caerulescens* and *A. cygnoides*) were regular visitors in early times (Kuroda, 1939; Austin and Kuroda, 1953).

The subspecies of geese wintering in Japan are as follows: *Anser albifrons frontalis*, *Anser fabalis serrirostris* and *A. f. middendorffii*, *Branta bernicla orientalis*, and *Branta canadensis leucopareia* and *B. c. minima*.

B. c. leucopareia have been observed every year since 1970 and the number of birds recorded was one to three in each season. A single specimen of *B. c. minima* was taken in Tokyo Bay before 1894 (Kuroda, 1952); one individual was seen again at Lakes Izunuma and Uchinuma in 1979/80 (Kurechi and Hiraizumi, 1981). The chief characteristics of these species and subspecies in the field are shown in Table 1. Among *Anser fabalis* the subspecific intermediates between *serrirostris* and *middendorffii* constitute about 10–20% of the total *A. fabalis* population.

Winter areas and staging places

In this report "wintering area" denotes the area where geese stay from September/October to March/April. "Staging place" is an area where they rest for less than one month in autumn and/or spring on their migration route.

There are nine such wintering areas in Japan, eight in Honshu and one in Hokkaido. The staging places are thirteen in number, two in Honshu and eleven in Hokkaido. They are shown in Fig. 1.

A. albifrons has three wintering areas: Katano-no-Kamoike (2), Sado Island (4) and Lake Izunuma (6). It uses five staging places: Hachiro-gata (10), Lake Ogawara (11), Lake Utonai (12), Ishikari Plain (13) and Seika-ko (14).

A. fabalis has five wintering areas and ten staging places. The only known wintering area of *A. f. serrirostris* is Lake Izunuma (6); its staging places are Lake Ogawara (11), Lake Utonai (12), Kushiro Marsh Plain (17), Furen-ko (18) and Notoro-ko (21). *A. f. middendorffii*, on the other hand, uses five wintering areas: Lake Biwa (1), Katano-no-Kamoike (2), Asahi-ike (3), Fukushima-gata (5) and Lake Izunuma (6). There have been four staging places for *A. f. middendorffii*: Hachiro-gata (10), Lake Utonai (12), Ikusotamura (16) and Teshio Plain (22). Furthermore, small flocks of *A. f. middendorffii* have been observed at Ishikari Plain (13), Yueso-numa and Chobushinuma (15), Kushiro Marsh Plain (17) and Furen-ko (18) during migration. The subspecies of *A. fabalis* staging at Tofutsu-ko (20) has not yet been identified.

As far as it is known, *B. bernicla* winters in three areas, each with a population of more than one hundred: Sendai Bay (7), Mutsu Bay (8) and Hakodate Bay (9). Although there may be some unknown wintering areas in Japan, any *B. bernicla* missed would be small in number. Nevertheless it must be admitted that information on the wintering areas and numbers of *B. bernicla* is much less accurate than that on the other species.

The wintering area of *B. c. leucopareia* is Lake Izunuma (6) and their staging places are Hachiro-gata (10) and Ishikari Plain (13). In recent years both *B. c. leucopareia* and *B. c. minima* have always been found mingled in large flocks of *A. albifrons*.

Numbers of geese

The recent numbers of geese wintering in Japan are shown in Table 2. The total numbers are estimated at between 10 000 and 15 000 birds.

A. albifrons constitutes about 60%, *A. fabalis* about 35% (*A. f. serrirostris* 12% and *A. f. middendorffii* 23%) and *B. bernicla* about 5% of the total. The numbers of *B. c. leucopareia* and *A. erythropus* are very small, so far one to seven birds being seen each season.

Table 3 shows the results of the geese survey by the Environment Agency. These figures are considered very valuable information. Nevertheless, as commented by Horiuchi (1974), who said that "these numbers are not necessarily enough to estimate the total numbers of geese wintering in our country", the numbers of geese by the survey of the Environment Agency and those by JAWGP do not always agree. The results of the two surveys at Lake Izunuma are given in Table 4 and Fig. 2 for comparison.

The numbers of geese given by the Environment Agency are approxi-

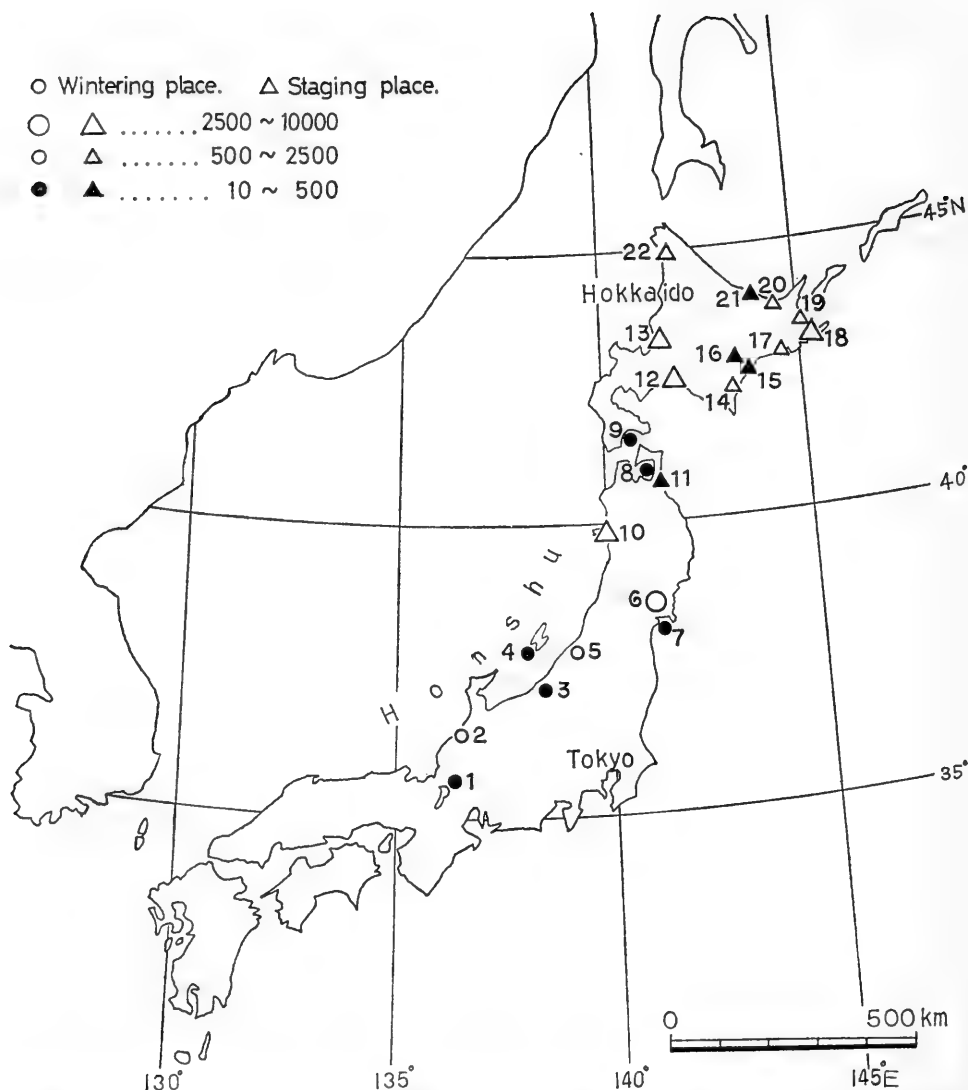


Figure XXVI/1: Wintering and staging places of geese in Japan, 1975-80. Wintering place: 1. Lake Biwa, 2. Katano-no-kamoike, 3. Asahi ike, 4. Sando Island, 5. Fukushima gata, 6. Lake Izunuma, 7. Sendai Bay, 8. Mutsu Bay, 9. Hakodate Bay. — Staging place: 10. Hachiro-gata, 11. Lake Ogawarako, 12. Lake Utonai, 13. Ishikari Plain, 14. Seika-ko, 15. Yudo-numa and Chobushi-numa, 16. Ikusota-numa, 17. Kushiro Marsh, 18. Furen-ko, 19. Odaito, 20. Tofutsu-ko, 21. Noto-ko, 22. Teshio Plain (JAWGP)

mately 30% less than those of JAWGP. The data and frequency of counts are chiefly responsible for the difference in result. At Lake Izunuma, JAWGP conducts its geese counts at least once or twice a month throughout the wintering period of geese. On the contrary, the Environment Agency's count is made only once a year in the middle of January. The middle of January is almost the coldest time of the year and there is sometimes much snow fall in northern Japan. According to JAWGP observations, the very severe weather and snow at times make the geese at Lake Izunuma disperse and move to the south suddenly, causing under-estimation of the goose populations. The same may be true of the other wintering areas, most of which are located in the northern half of the country (Fig. 1).

It is therefore suggested that early December, or any date just prior to snow fall, is the most suitable time for geese survey in Japan.

Migration routes in Japan

It is preasumed that geese wintering in Japan come from and go back to the north and the northeast, since there is no record or observation of geese migrating to our country through the Korean Peninsula or direct from the Premorski region across the Sea of Japan. To trace the migration routes of geese within Japan, two methods were used.

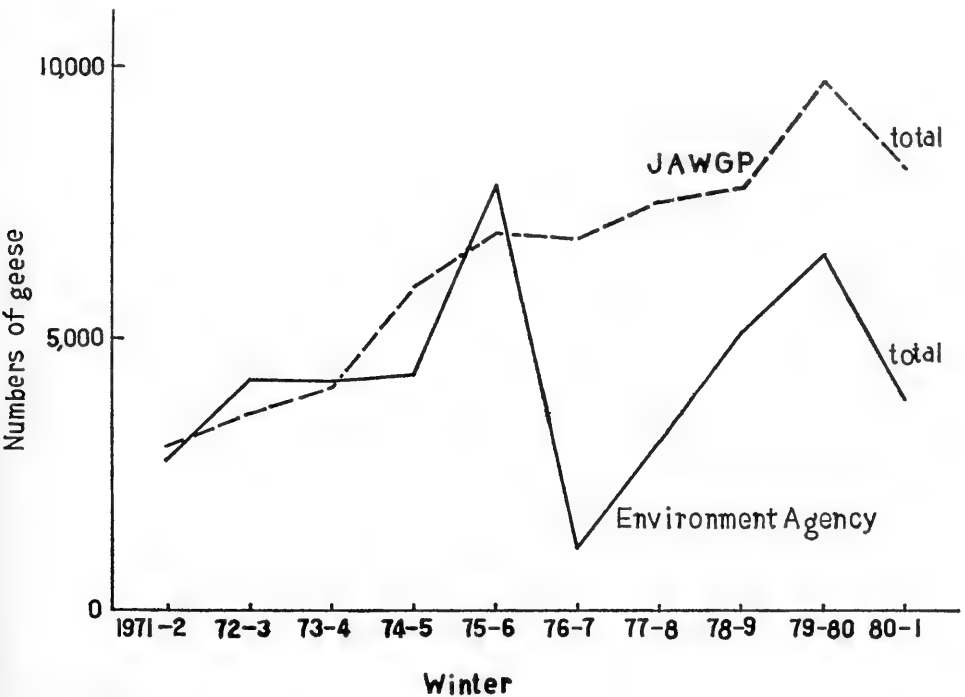


Figure XXVI/2: Numbers of geese wintering in Miyagi Prefecture (Lake Izunuma). Solid line = Environment Agency; dotted line = JAWGP

One method is to infer the movements of geese by counting their numbers at the wintering and staging places and arranging those results in the order of date. The other method is to use rare species or particular individuals as "markers". For example, *Branta canadensis leucopareia*, *Anser caerulescens*, *Anser cygnoides*, and in one case a part albino *Anser fabalis* were used to investigate the migration routes.

These two methods have been found reliable enough in such a country as Japan, where the number of geese are not very large and the country stretches from south to north for a long distance. The banding of geese has not yet been done, but attempts will be made in the very near future. The migration routes thus brought out are outlined below.

Spring migration routes for *A. albifrons* (Fig. 3). The larger flock (5000—6000 birds) starts from Lake Izunuma (6) and migrates through Hichiro-gata (10) and Ishikari Plain (13); this group leaves the country in a northerly direction late in April or early in May. The smaller flock (1000—2000 birds) of Izunuma birds takes the route to Lake Utonai (12) and then to Seika-ko (14); the group presumably leaves in a northeasterly direction around the end of April. The migration routes of the flocks which winter at Katano-no-Kamoike (2) and on Sado Island (4) are not yet certain.

Spring migration routes of *A. fabalis* (Fig. 4). The group of *A. f. serrirostris* from Izunuma seems to divide into two smaller groups when migrating back to the north. One group takes the route to Lake Utonai (12) and the other to Kushiro Marsh Plain (17). The latter group then moves to Furen-ko (18) and leaves in a northeasterly direction late in April or early in May. The fate of the group at Lake Utonai is still unknown, but both groups seem to migrate along the Pacific coast.

The spring migration of *A. f. middendorffii*, on the other hand, starts from Lake Biwako (1) and Katano-no-Kamoike (2) early in spring. The birds presumably move to Asahi-ike (3), Fukushima-gata (5) and Hachiro-gata (10) as the numbers of *A. f. middendorffii* there increase in late March. Then these birds are seen at Lake Utonai (12) early in April and appear in Teshio Plain (22) later. They leave Hokkaido in a northerly direction late in April or early in May. Thus the groups of *A. f. middendorffii* seem to migrate chiefly along the coast of the Sea of Japan. The autumn migration routes of both *A. albifrons* and *A. fabalis* are not well known.

Autumn migration routes of *B. bernicla* (Fig. 5). The migration of *B. bernicla* in Japan is not well investigated, because they winter at sea and the coastlines are very long and complicated. So far three wintering areas (7, 8, 9) are known. On 9 October 1975, 980 birds were observed at Lake Furen-ko (18), and on 9 October 1976, 900 at Odaito (19). These places seem to be the first staging places for *B. bernicla* in Japan. They presumably migrate down to the wintering areas which are located on the sea coast. In spring *B. bernicla* has been seldom seen; if seen numbers are always very small. The largest flock seen in spring is 40 birds at Lake Furen-ko on 13 April 1981.

Migration routes of *B. c. leucopareia* (Fig. 3). In spring the migration route of *B. c. leucopareia* is the same as that of the main flock of *A. albifrons*, since they are always mixed in the large flock of that species. Thus they take the route from Lake Izunuma (6) to Hachiro-gata (10) and Ishikari Plain (13) and leave in a northerly direction.

As already mentioned, most geese leave Japan late in April or early in

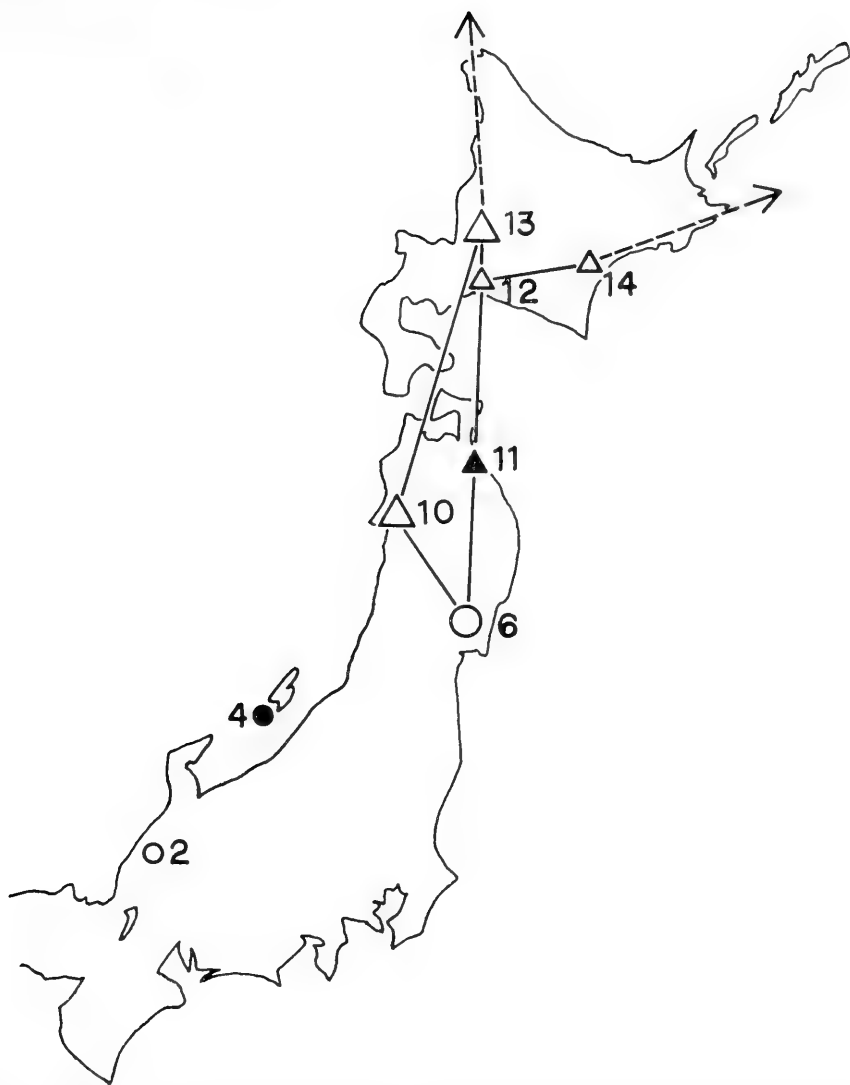


Figure XXVI/3: Spring migration courses of White-fronted and Aleutian Canada geese in Japan (1975 – 80, JAWGP). Solid line= migration courses; dotted line presumed migration courses

May. In April the weather of the breeding grounds in the north should be still very cold. It becomes milder towards May. Thus the departure time of geese corresponds roughly with the northern climate in extreme northeast Asia. Consequently, the departure time is about the same as in Europe (Ogilvie, 1978), although Japan is situated further south in latitude than European countries.

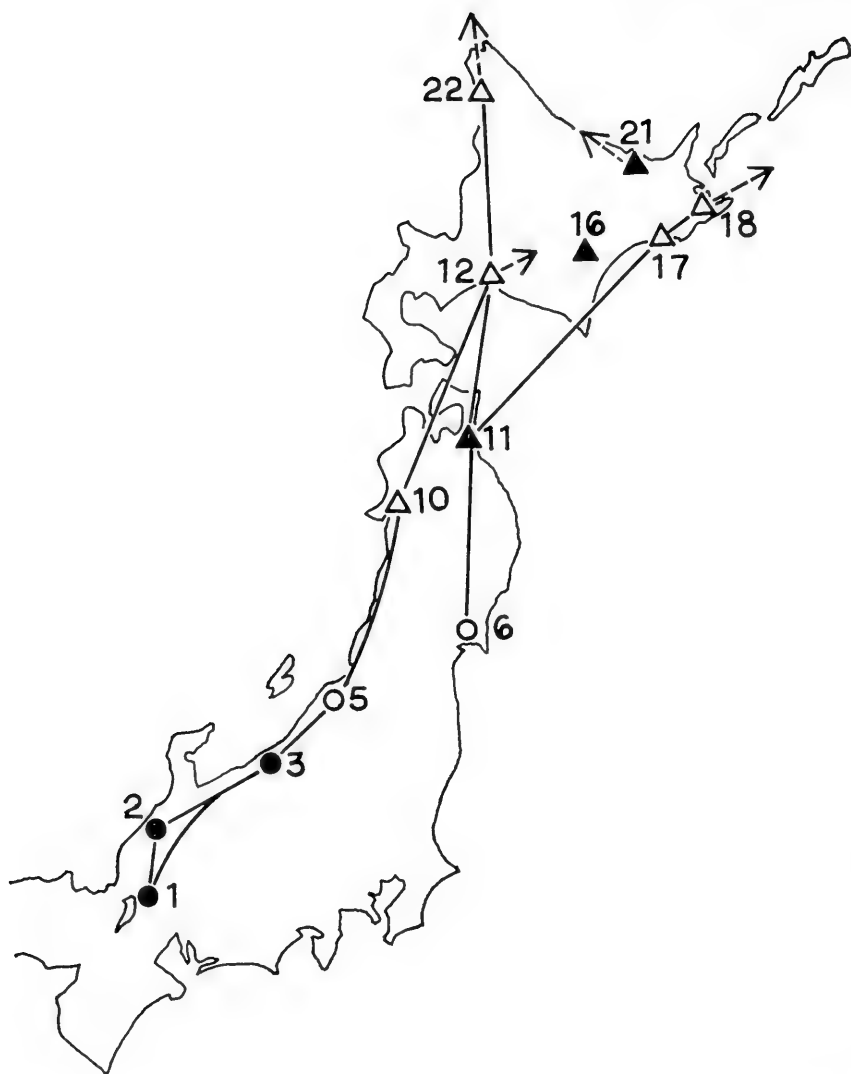


Figure XXVI/4: Spring migration courses of Bean Geese in Japan (1975 – 80). (JAWGP).
See Fig. XXVI/3 for explanations

Decreasing trend of geese in Japan

Ancient Japanese writings, such as Kojiki (712 AD) and Man-yo-shu (780–810 AD), mention geese, indicating that the geese wintering in Japan were more widespread and numerous in these old days.

Although nationwide geese counts were not attempted until 1970, in 1964 the Forestry Agency sent questionnaires in order to gather the information on the distribution and status of geese in Japan and the results were published later (*Environment Agency*, 1972). Table 5 gives the number of geese obtained by the questionnaires (before 1963) and the surveys (after 1969/70) of the Japanese Government for the period from 1943 to 1980. It shows clearly that the numbers of geese in Japan decreased sharply in the ten years between 1953 and 1963. The decreasing trend of goose populations in Japan presumably began immediately after the Meiji Restoration in 1868 and has continued until today. The destruction of wintering areas occurred first in Kyushu and then in Kanto District (*Austin and Kuroda*, 1953), i.e. roughly speaking, wintering areas have been diminishing from the southern to the northern parts in Japan. At the present Lake Izunuma, which holds the largest number of geese in Japan, remains as the only wintering area on the Pacific of Honshu. Five other wintering areas with smaller numbers of geese are located on the Sea of Japan side (Fig. 1).

At Lake Biwa about 2000–3000 geese were observed until around 1946 (*Austin and Kuroda*, 1953). However, only 200–300 geese wintered in 1980. The main causes for such a decrease are unrestricted hunting, destruction of wintering areas and feeding places by industrial development, and reclamation of marshes and lakes for paddy fields. The effects of these adverse factors were intensified after World War II, because of more rapid industrial expansion, unlimited reclamation of marshes and lakes into paddy fields under the policy of self-sufficiency in food production, lag in the policy of the Japanese Government for protection and management of natural living things, and lack of public sympathy for wildlife.

Hunting with shotguns dates back to the Restoration time when firearms became openly available to the public. Only after 1947 were geese except *A. albifrons* and *A. fabalis* protected from hunting. However, this did not stop the decrease in the total numbers and the number of geese in Japan became less than 10 000. In 1971 both *A. albifrons* and *A. fabalis* were also protected from hunting. Today hunting of all species of geese is legally forbidden in Japan.

Table 3 indicates that the decrease in geese has been arrested after 1971; in some areas, geese have even been increasing slightly in the past 10 years. Goose counts at Lake Izunuma (Table 4, Fig. 2) also indicate that hunting prohibition was an effective measure to improve the wintering goose populations.

It should be emphasized, however, that the deterioration of the natural environment is still progressing rapidly, so the grievous possibility of extinction of geese in Japan cannot be ruled out.

It is therefore urgently necessary to establish a drastic policy in order to preserve geese permanently.

Some features of Japanese geese

The situations peculiar to Japanese geese should be mentioned:

(i) Cause of rapid decrease.

Since the Meiji Restoration in 1868, industrial development and hunting have been favoured by the Japanese as evidence of western modernization, which has had so much influence on national thinking. Industrial development accelerated even more after World War II.

There is a strong correlation between the decrease of geese and social and economic reform in Japan. Such conditions may be seen in many countries over the world, but Japan is a rare case in which radical changes took place so quickly within a short time. Consequently, the geese of Japan diminished very rapidly after the Restoration.

So a really difficult question is posed: will the geese, which are now under complete protection from hunting, recover their original distribution and numbers if some measure for preserving their wintering areas are taken in future? In any case, hunting, industrial development, and reclamation of marshes and lakes are undoubtedly more important factors to be considered for preserving the geese wintering in our country.

(ii) Feeding habits of Japanese geese

There are some differences in feeding habits between Japanese and European geese. In Japan *A. albifrons* and *A. fabalis* feed chiefly on dispersed rice and gleanings on paddy fields. They supplement their food with the grasses on the edges of paddy fields and some water plants (e. g. *Trapa* spp., *Zizania latifolia*, etc.) in marshes. However, when they settle in northern and northeastern most staging places in Hokkaido on their northward migration, they feed mainly on grasses and remains of farm products as they do in Europe (Yokota *et al.*, 1978).

B. bernicla in Japan feed mainly on *Zostera marina* and *Enteromorpha* spp. They feed on cultured laver *Porphyra* spp. when *Zostera* and *Enteromorpha* are in short supply. The cultured laver is one of the important sea products in Japan. In any case, *B. bernicla* feed exclusively on the surface of the sea in Japan and have never been seen feeding on the land as they do in Europe (cf. Owen, 1978).

Acknowledgements

The authors are extremely grateful to *dr. Hiroyuki Morioka* of the Ornithological Society of Japan for his helpful criticism of the first draft of our manuscript. They are also deeply indebted to the members of the Japanese Association for Wild Geese Protection and of the Wild Bird Club in Tohoku University for their endeavours in geese counts and migration route surveys. Mr. Nobuo Takeshita kindly prepared the illustration.

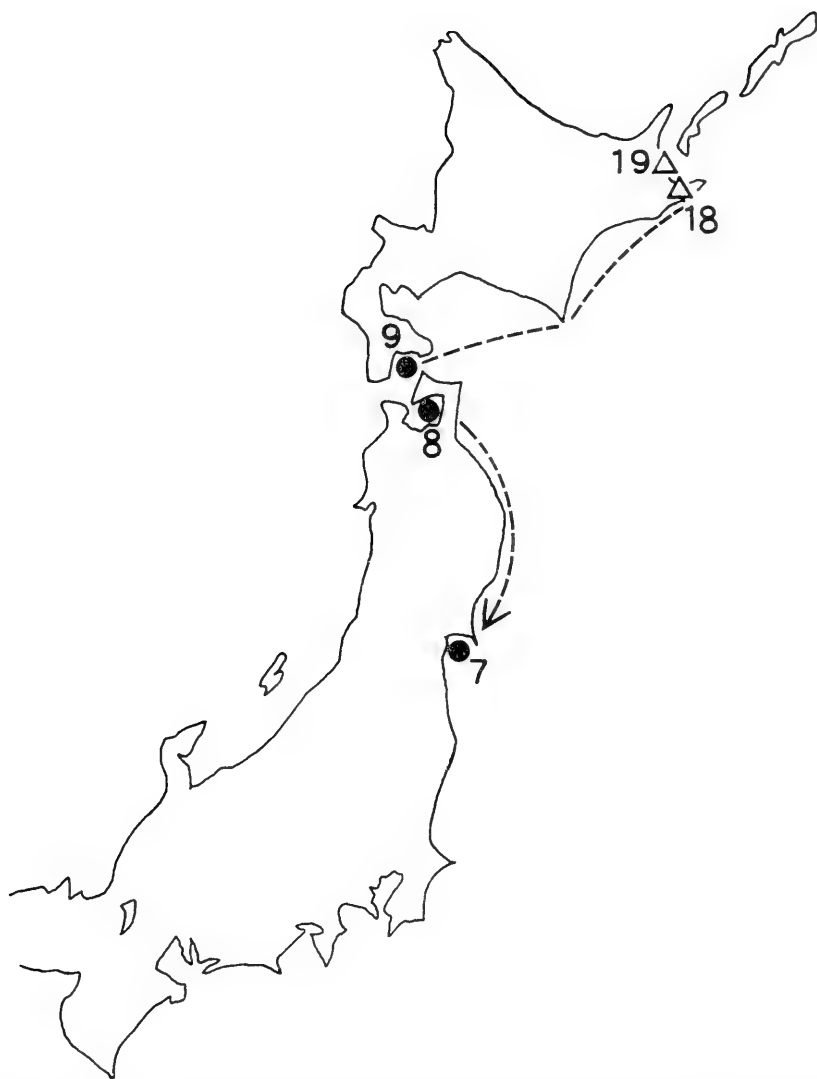


Figure XXVI/5: Autumn migration course of Black Brants in Japan (1975–1980) (JAWGP). See Fig. XXVI/3 for explanations

Summary

The populations of geese wintering in Japan have been decreasing steadily since the Meiji Restoration in 1868 and were estimated at approximately 10 000–15 000. *Anser albifrons* constitutes about 60%, *Anser fabalis* about 35%, and *Branta bernicla* about 5% of the total number. *Branta canadensis leucopareia* has been observed at Lake Izunuma every year after 1976 and numbering one to seven each season. On the other hand, *Anser caerulescens*, *Anser cygnoides*, *Anser anser* and *Anser canagicus* visit Japan only occasionally now. The wintering areas of geese in Japan are nine, of which three are those of *B. bernicla* (Fig. 1). There are six wintering areas for *A. albifrons* and *A. fabalis*. Lake Izunuma is the only wintering area of these species on the Pacific coast, but it holds the largest wintering goose population in Japan. The other five wintering areas are situated on the Sea of Japan coast and hold smaller populations (Table 2).

The staging places on their migration routes are thirteen, of which eleven are situated in Hokkaido (Fig. 1). The probable migration courses of geese in Japan are shown in Figs. 3–5. Those geese that winter in Japan arrive in small numbers late in August or in September and reach maximum numbers in October or November. In spring they begin to move to the north in March, gathering in the staging places in Hokkaido in April, and leave Japan late in April or early in May.

The best time for the geese survey in Japan is early December or any time just prior to snow fall, since in the coldest period geese often disperse and move towards the south.

In Japan *A. albifrons* and *A. fabalis* feed chiefly on unhulled rice scattered on harvested paddy fields. Other kinds of food consist of grasses on the edges of paddy fields and several aquatic marsh plants (e. g. *Zizania latifolia*, *Trapa* spp. etc.). *B. bernicla* feeds mainly on *Zostera merina* and *Enteromorpha* spp., but also eats the cultured laver *Porphyra* spp., when the staple food are in short supply. *B. bernicla* feeds on the sea, never seen feeding on land in Japan.

Table XXVI/1.

Identification keys of the species or subspecies of geese in Japan

	White-fronted goose	Bean goose		Brent goose (Black Brant)	Aleutian canada goose
		serrirostris	middendorfi		
Measurement mm	Number of ex	11	30	1	3
	Wing chord	421	798.3	338	402
	Culmen	50	79.4	33.4	35.5
Characteristics on appearance	Tarsus	72.9	88.1	59.1	78.1
		Bill is shorter than middendorfi's Lower mandible much curved outward	Body is larger than serris. Bill and neck longer than serris. Bill is slender and straight	Lower breast and abdomen are fuliginous brown	White ring at the base of neck
Voice	Clearer than Bean goose	Thicker and lower than Whitefronts	Deeper than serris Honking voice	Metallic	
Food	Unhulled rice dispersed on paddy fields. Grass on foot path between paddy fields	Same as Whitefronts	Zizania and Trapa but also unhulled rice on paddy fields	Zostera, Enteromorpha and Porphyra on seafarm	Same as whitefronts
Feeding behaviour	Morning and evening flights. Feeding on paddy fields in larger flocks	Feeding on paddy fields in smaller flocks	Feeding on marsh, pond and at lake coast also on paddy fields in smaller groups	At sea coast and on sea surface, when feed on Porphyra	Feed intermingled with flock of whitefronts

The numbers of geese at different haunts in Japan
(1975-76-1980-81)

JAWGP

No.	Name of haunts	District ¹	White-fronted geese	Bean geese		Black Brant	Aleutian Canada geese
				serrirostris	middendorfi		
Wintering place							
1	Lake Biwa	Shiga			200 — 300		1 — 2
2	Katano-ng-Kamaike	Ishikawa	500 — 1000		300 — 500		
3	Asahi-ike	Niigata			100 — 200		
4	Sado Island	Niigata	40 — 70				
5	Fukushima	Niigata			1500 — 2500		
6	Lake Izumuna	Miyagi	6000 — 7000	1000 — 2000	50 — 120	100 — 200	
7	Sendai Bay	Miyagi				300 — 400	
8	Mutsu Bay	Aomori				100 — 150	
9	Hakodate Bay	Toshima(H)					
Staging place ²							
10	Hachiro-gata	Akita	4000 — 6000		1000 — 5000		1 — 2
11	Ogawara-ko	Amori	50 — 300	100 — 200			
12	Lake Utonai	Iburi (H)	1000 — 3000	500 — 1000		1000 — 2000	
13	Ishikari Pl.	Ishikari (H)	5000 — 6000			20 — 100	1 — 2
14	Seika-ko	Tokachi (H)	1000 — 1500				

15	Yudo-numa- Chobushi n.	Tokachi (H)			
16	Ikusota-numa	Tokachi (H)		200 — 300	
17	Kushiro Marsh	Kushiro (H)		300 — 500	
18	Furen-ko	Nemuro (H)	400 — 1000		980
19	Odaito	Nemuro (H)	1000 — 1500		900
20	Tofutsu-ko	Abashiri (H)	200	600 ³	
21	Naturo-ko	Abashiri (H)	200 — 400		
22	Teshio Plain	Soya-Rumori (H)		1000 — 1500	

1. Provinces in Hokkaido are designated by (H); others are in Honshu.

2. The numbers of geese at staging places are the numbers on spring migration except at 18 and 19.

3. Subspecies of Bean geese at Tofutsu-ko are not determined.

Table XXVI/3.

Results of geese counting in Japan (1969 - 1980)

Environment Agency

Winter	No. of obs.	Frequency of count in the year	White-fronted goose	Bean goose	Brent goose	Bcl	Aa	Ae	Ac	Acy	Sp. un-determined	Total
1969 - 70	85	1	3726	1500	339							5565
1970 - 71	69	1	3385	1615	160							5160
1971 - 72	98	1	3485	1899	290						119	5793
1972 - 73	70	1	4991	1554	256						380	7181
1973 - 74	104	1	4596	1466	202	2	2	3	1	1	977	7250
1974 - 75	182	1	3611	2420	146						1072	7249
1975 - 76	152	1	5962	4896	104	2					58	11022
1976 - 77	153	1	2900	2466	374						156	5897
1977 - 78	109	1	4019	1969	140			3				6131
1978 - 79	116	1	5171	1797	236	1		1			624	7830
1979 - 80	123	1	7079	1857	170	2	2	2			48	9161
1980 - 81	114	1	3436	3877	161		1				33	7508
12 winters	average 114	1	4364	2276	215						385	7146

Bcl = *Branta canadensis leucopareia* - Aleutian Canada gooseAa = *Anser anser* - Greylag gooseae = *Anser erythropus* - Lesser White-fronted gooseAc = *Anser caerulescens* - Snow gooseAcy = *Anser cygnoides* - Swan goose

Table XXVI. 4.

Results of geese counts in Miyagi Prefecture (Lake Igunuma)

Winter	Environment Agency						JAWGP3										
	Frequency of counts in the year	White-fronted geese	Bean geese	Brent geese	Other species	Species undetermined	Total	Frequency of counts in the year	White-fronted geese	Bean geese	Brent geese	B ² cl	B ⁴ cm	Ae	Ac	Acy	Total
1969 – 70	1	2162	122				2284										
1970 – 71	1	2003	828				2831										
1971 – 72	1	2365	273	87		66	2791	25	3400	230	56	1					3000
1972 – 73	1	3233	661			330	4224	48	3644	294	38	1					3669
1973 – 74	1	3013	482	14	1 ²	699	4211	32	3644	294	123	3			1		4065
1974 – 75	1	3325	1018			1000	4343	49	4316	1419	118	2					5927
1975 – 76	1	4654	3075		2 ²	28	7759	43	4325	2468	120	2		1	1		6917
1976 – 77	1	771	250	31		90	1142	42	5300	1501	21	2		2			6826
1977 – 78	1	3013	53				3066	42	5590	1800	100	2		7			7499
1978 – 79	1	4269	228			591	5090	49	5753	1809	200	1		4			7767
1979 – 80	1	6077	390		2 ²	26	6495	72	7600	1950	184	1		3			9738
1980 – 81	1	2775	1085			20	3880	28	6265	1606	262	2	1	2			8139
Average	1	3085	705			317	4010	43	5132	4406	122						6354

¹. *Anser caerulescens*

². *Brenta canadensis leucopareia*

³. Numbers of geese are peitz number in the winter

⁴. *Brenta canadensis minima*

Table XXVI/5.

Decrease in the numbers of geese – observed sites in Japan for past 38 years

Environment Agency

Year	Geese observed sites		Number of geese		Method of survey
	Number, %		Number, %		
1943	149	100	62300	100	Questionnaire in 1964
1953	140	94	54200	87	
1963	57	38	9300	15	
1969 – 70	40	27	5542	9	Direct counts
1970 – 71	27	20	5161	8	
1971 – 72	All geese were prohibited to hunt				
	42	28	5793	9	
1972 – 73	34	23	7181	12	
1980 – 81	46	31	7508	12	

References

- Austin, O. L. — N. Kuroda Jr. (1953):* The birds of Japan: their status and distribution. Bull. Mus. Comp. Zool. 109: 277–637.
- Blakiston, T. W. (1887):* Water-birds of Japan. Proc. US Nat. Mus. 9: 652–660.
- Blakiston, W. — H. Preyer (1878):* A catalogue of the birds of Japan. Ibis: 209–250.
- Environment Agency (1972):* On migratory birds in Japan: 15. Tokyo, Environment Agency. (In Japanese)
- Environment Agency Wildlife Protection Division (1970–81):* Results of censuses on Anatidae in Japan. Tokyo, Environment Agency. (In Japanese)
- Horiuchi, S. (1974):* National Waterfowl Survey. Wildlife Administration 10 (38): 10. (In Japanese)
- Kurechi, M. and H. Hiraizumi (1981):* Second record of Cackling Canada Goose *Branta canadensis minima* for Japan. Tori 29: 147–148.
- Kuroda, N. Sr. (1939):* Geese and ducks of the world. Tokyo, Shukyosha. (In Japanese)
- Kuroda, N. Sr. (1952):* On the Japan-taken *Branta canadensis*. Tori 13 (61): 4–9. (In Japanese)
- Ogilvie, M. A. (1978):* Wild geese. London, Poyser
- Owen, M. (1980):* Wild geese of the world. London, Batsford
- Seebohm, H. (1890):* The birds of the Japanese Empire. London, Porter
- Stejneger, L. (1885):* Results of ornithological explorations in the Commander Islands and in Kamtschatka. Bull. US Nat. Mus. 29: 1–382.
- Temminck, C. J. — H. Schlegel (1844–50):* Aves in Siebold's Fauna Japonica. Leiden.
- Yokota, Y., K. Hoshiko, Z., Takeishi and T. Nishide (1976):* The migration course of geese wintering at Lake Izunuma (2): origin of the flocks in Ishikari Plain, Hokkaido. Misc. Rep. Yamashina Inst. Orn. 8: 38–52. (In Japanese with English summary)
- Yokota, Y., M. Kurechi — M. Kosugi (1979):* Studies on the behavior of wintering geese. I. Numbers of geese wintering at Lake Izunuma. Tori 28: 29–52. (In Japanese with English summary)
- Yokota, Y., M. Kurechi — M. Kosugi (1980):* Studies on the behaviour of wintering geese. II. Feeding areas of geese wintering at Lake Izunuma. Tori 29: 7–33. (In Japanese with English summary)
- Yokota, Y. — T. Nishide (1974):* On the migration course of geese wintering at Lake Izunuma. Misc. Rep. Yamashina Inst. Orn. 7: 309–323. (In Japanese with English summary)
- Yokota, Y. et al. (1976):* Report of waterbird survey on the Sendai Bay. Sendai, Miyagi Prefecture Government and Committee of Waterbird Survey of Sendai Bay. 62 pp. (In Japanese)
- Yokota, Y. et al. (1978):* Survey report on the ecology of geese wintering at Lake Izunuma and paddy-damage by them. Sendai, Miyagi Prefecture Government and Committee of Geese Survey. 102 pp. (In Japanese)

Author's address:

Y. Yokota

M. Kurechi

M. Otsu

1–2–31 Haranomachi
Sendai Japan 983

XXVII. POPULATION DYNAMICS OF SVALBARD BARNACLE GEESE 1979–1980

M. Owen

The rate, pattern and causes of mortality as determined by individual marking

The population of Barnacle Geese *Branta leucopsis* breeding in Svalbard and wintering in the Solway Firth in northern Britain was, until the mid 1960s, the smallest goose population in western Europe. Then, following intensive conservation both on the wintering and breeding ground, numbers increased, to 3000–4000 in the 1960s and even more dramatically in the 1970s. Early ringing had suggested that the population was closed and quite discrete from the Greenland and Siberian populations, which winter respectively in north western parts of the British Isles and in the Netherlands (*Boyd*, 1961). The dynamics of the population during the early growth period was described by *Owen and Norderhaug* (1977). The main technique of estimating mortality was through counts of total numbers and breeding success, both of which had been assessed fairly accurately since 1958. The population is legally protected from shooting throughout its range.

In 1970 an intensive study of population ecology was started, using individual marking as well as intensive counting and breeding assessment to investigate the behaviour of the population. This paper presents a progress report, concentrating on estimates of mortality using large samples of ringed birds. The range in winter, on migration and in the breeding season are shown in Fig. 1.

Ringing programme and methods

The aim of the individual marking programme was to provide an estimate of mortality independent of counts and age ratio estimates, both of which are subject to errors, and to investigate age-specific and sex-specific mortality. The population had failed to expand further in the 1960s despite good breeding, suggesting that a density-dependent mortality factor was operating. In addition ringed birds would provide information on longevity and on breeding success of individuals in relation to age, on pair formation and stability, family relationships and many other factors of importance in population studies.

Individually coded plastic rings as described by *Ogilvie* (1972) were used and the first successful catches were made on the breeding grounds in 1973 (*Jackson et al.*, 1974). Numbers ringed and recaptured during and since that expedition are given in Table 1. Nearly two thirds of individuals were caught in summer roundups and the remainder, with the exception of a few birds, with rocket nets on the Solway. In addition there were about 1100

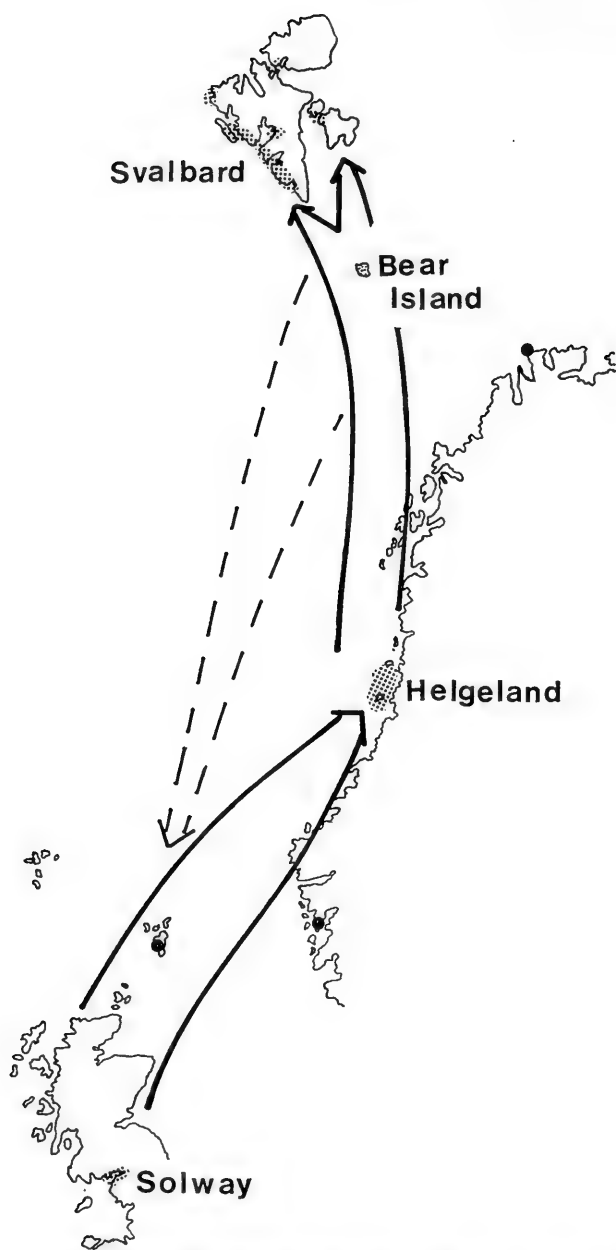


Figure XXVII/1: The winter, breeding and migration range of Svalbard Barnacle Geese. Shaded areas indicate areas occupied at different times and arrows likely routes taken between haunts. The dashed line is the autumn route probably taken by the majority of birds from the Bear Island staging area

recaptures of individually marked birds, though nearly half of these were in summer, only a few days after marking. Of the 2158 adults 37 had been caught in the 1960s, most in intensive catching efforts in 1962–64, both in Svalbard and Britain. A number of birds marked in 1962, now at least 20 years old, remain in the population.

Most rings were yellow with an engraved black 3-letter code but birds marked as goslings or yearlings were given rings with strips of tape of a different colour stuck on them so that these birds could be distinguished in the field. In later years of the study orange and white rings with two digits were used to facilitate the study of small groups of birds for special projects. Plumage dyes on the under tail coverts were also used to distinguish specific marked groups in 1979–80.

Ring codes could be read at distances of up to 200 m in good conditions and an attempt was made to resight as many as possible of the ringed birds, with details of breeding success and family associations, each season. Student and volunteer observers were in the field for most of the year and observations were made at several sites in winter, on staging islands in spring, and in part of the breeding area. Between October 1973 and May 1981 a total in excess of 41 000 sightings were made.

Population counts, probably accurate to within 1 or 2% were made in October each year, just after all birds had reached Caerlaverock. These and estimates of breeding success were used to calculate mortality of the population as a whole (see *Owen and Norderhaug, 1977*).

Results

Population totals and breeding success estimates over the period are given in Table 2. Overall population size increased almost three-fold in the 1970s and this could be explained without immigration provided overall mortality averaged about 10% per year, a considerable decrease from the average of 25% (*Owen and Norderhaug, 1977*) in the late 1960s, a time when numbers were relatively stable.

The number of birds surviving in October is plotted against the population in the previous October in Fig. 2. If mortality were density dependent, the number of survivors would be lower in proportion at high population levels, giving a curve resembling a logistic curve, with a plateau being reached when the population had expanded to the capacity of the food supply or some other resource. It is evident from Figure 1 that the mortality in this group has not yet, at least, density dependent. The winter food supply is adequate for a larger population and deaths from starvation are unknown during the period of this study. Without severe winters taking a toll (there has not been one during this study), the food supply is more likely to affect population size through recruitment (competition for food in spring enabling fewer birds to achieve breeding condition) rather than mortality.

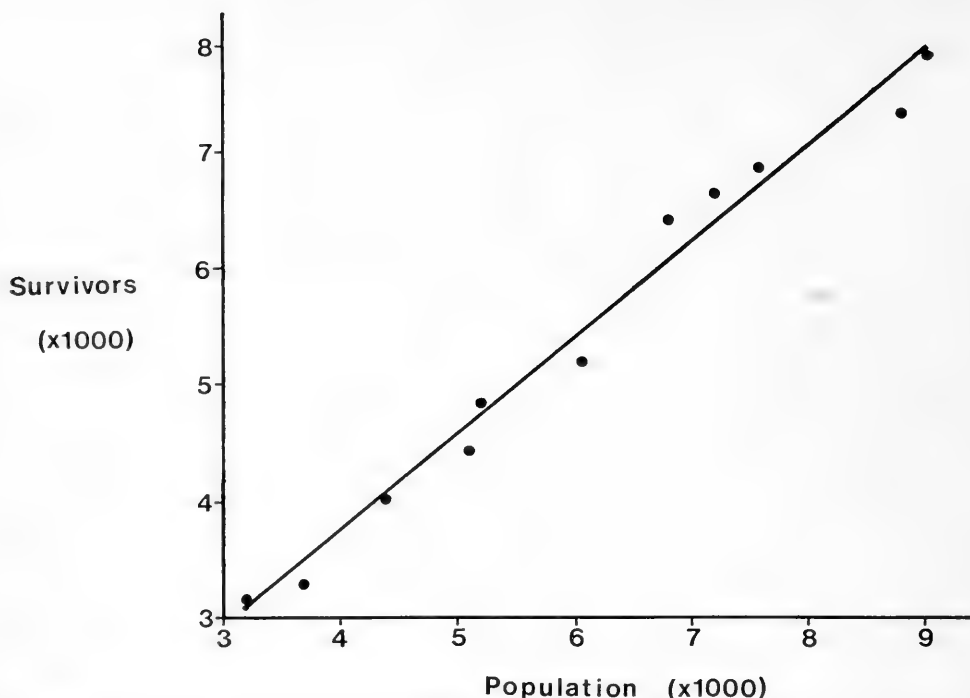


Figure XXVII/2: The relationship between the population in October 1971 to 1980 and the number surviving the following Oct. Correlation coefficient $r = 0.991$

Mortality estimates from ringed birds

If all individuals are accessible and have a high probability of being seen if alive, and the population is closed, the non-appearance of ringed birds can be taken to indicate their death. This population was considered closed by *Boyd* (1961) and although our intensive ringing has shown that a very few individuals do move to other groups, such movement is negligible. In any case many of those misplaced birds find their way back to their native area and we have examples of a Greenland bird spending one winter on the Solway and then returning to its normal area, a bird from Siberian population doing likewise and a Svalbard-ringed goose spending a winter in the Netherlands and then returning to the Solway. Initial results were encouraging, with 342 out of 350 individuals (98%) ringed in 1973 being sighted subsequently on the Solway.

Another condition that must be met to make this method of estimating mortality effective is that ring loss must either be very small or must be accurately known on an annual basis. Most of our marked birds carried metal rings (monel in most cases) as well as plastic ones and ring loss could be examined in recaptured birds. A total of 499 individuals were re-caught (excluding same-summer recaptures) which had monel rings. The fate of the plastic rings and the number of days between capture and ringing are shown

Table XXVII/1.

Number of individual Barnacle Geese, excluding retraps and those whose rings were replaced, ringed with individually coded plastic rings, 1973–1981

Age and Sex*

	AM	AF	YM	YF	JM	JF	Total
July, 1973	177	173					359
October, 1975	41	32			19	25	117
October, 1976	48	37			27	36	142
July-August, 1977	379	335	179	291	19	25	138
October, 1977	61	80			7	11	159
January-May, 1978	99	193			4	6	212
October, 1978	84	81			72	75	312
July-August, 1979			13	14		11	38
Winter, 1979–80	74	86			21	14	195
Spring* summer, 1981	146	122	127	142		3	540
Sexed total	1109	1949	319	357	169	189	

Sex ration (% males)

51.4

47.0

46.2

Grand total

2158

677

369

3293

*A = Adult, mainly of unknown age. In summer catches after 1973 adults are two years old or older, otherwise 1 year old or older

Y = Yearling, hatched about 13 months earlier

J = Juvenile, less than 12 months old

Sexing was always established locally.

Table XXVII/2.

Population data for Svalbard Barnacle Geese
1979–1981 including mortality estimates from
counts and age ratio assessment

Year	Total number	% J	No.J.	N.R.*	% Mortality
1971	3799	15.9	559		
1972	4499	26.9	1149	449	11.9
1973	5199	21.9	1979	379	8.4
1974	5299	15.9	789	689	13.3
1975	6959	29.6	1259	499	7.7
1976	7299	28.9	2929	879	14.4
1977	6859	2.4	169	519	7.1
1978	8899	27.9	2299	349	5.9
1979	7799	3.6	289	1389	15.7
1980	9959	23.9	1859	799	9.1
1981	8399	3.2	279	1929	11.3

* = Non>Returns. Nr = previous years total-returning birds. (Returning birds are total no of juveniles.) This is expressed as % of previous years total to give % mortality. Counts are early October–arrival at Solway. Mortality therefore from 1 October to next.

in Table 3. The average time between capture and last recapture was 2.35 years so the loss rate of 0.4% over this period is equivalent to 0.14% per annum, or 2-3 individuals in the whole population. Breakages (usually loss of small pieces from ring edges) were slightly more common in older rings but there was no indication that breakages led to ring loss (neither of the birds whose rings were lost were reported to have broken rings previously and some birds had broken rings for a long period of time). However, we must assume that rings are more likely to be lost the longer they have been on the bird. The above analysis, however, does indicate that over a period of 4-5 years this loss is negligible in the population as a whole. Males were more likely to have lost or broken their rings than females. Twenty of the 26 were males (including birds whose rings were broken but had no metal rings hence not included in Table 3). The difference was highly significant when compared to the sex ratio of the ringed samples (Chi-square $p < 0.001$) but the reason is not clear.

The conditions of a closed population, accessibility and negligible ring loss have thus been satisfied and since the sighting rate is high (over 90% of ringed birds seen in the year after ringing) we can be confident in using non-appearance as an indication of death. With such a high resighting rate it is extremely unlikely that a bird which is present and ringed will be missed in two consecutive years. Such birds could be assumed fairly confidently to be dead and to have died in the season in which they were last seen. The season started on 20 September, the earliest date at which geese are seen on the Solway. Since the sighting rate in October and November is extremely high (more than 3/4 of existing birds seen) the assumption of death in the last year seen seems reasonable.

Of the 2139 birds examined for survival only 3 (0.14%) were missed for more than 1 year and later found to be alive so this method of estimating mortality is reliable. This allows us to assess accurately in retrospect the population of ringed birds at the start of each season and then to calculate the actual resighting rate of individuals in each season. The result of this analysis is given in Table 4.

Birds caught in early October are all included in the sample alive for that season. Slightly better resighting rates were obtained with tape on yellow

Table XXVII/3.

The status of 499 plastic rings examined on recapture (last recapture in the case of bird caught more than twice). Only birds also carrying metal rings included

Status	No.	%	Total days	Days/ring
Undamaged	476	95.4	488 982	1925.4
Worn or Broken*	21	4.2	29 115	1386.4
Lost	2	9.4	2 589	1299.9
Total	499		519 777	1941.6

* = These rings were replaced

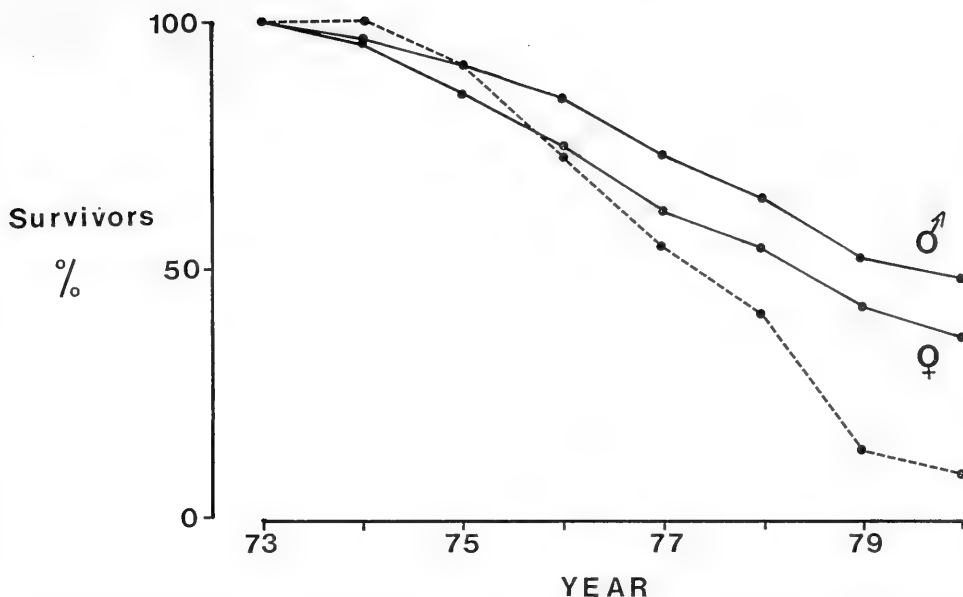


Figure XXVII/3: The survival of birds ringed in 1973 to 1980–81. Solid lines are males (upper, $n = 171$) and females (lower $n = 171$). Dotted line shows the survival rate of 22 birds caught at the same time but also ringed in 1962–1964. (at least 10 years old in 1973)

rings and orange rings with plumage dyes produced a rate of 99.2% ($n = 241$) in 1979–80.

Overall, the resighting rate is very high, and the probability of birds being missed in 2 consecutive years was 0.42%, higher than that actually found. The time spent monitoring ringed birds increased markedly after 1977 when the number of marked individuals increased so that the resighting rate suffered little.

Mortality in relation to sex

Sex-related mortality was studied by examining the survival of the 343 adults ringed in 1973 and alive in the following autumn. The result is shown in Fig. 2. Males were significantly more likely to survive (45%) than females (34.5%) to 1980–81 (Chi square test $p < 0.05$). The time between ringing and “death” was calculated by assuming that birds that had died in the first season had survived 0.5 years, in the second 1.5 years etc. Dead females had survived, on average, 3.56 years and males 3.8 years after ringing. This could not be explained by ring loss (see above). Owen *et al.* (1978) found significantly more males in the adult sample caught in summer 1977 and suggested a higher female mortality related to the rigours of breeding. In the overall sample (Table 1) no age group shows a significant deviation from a 1:1 ratio but there are significantly more males (51.3%) in the adult sample than in that of immatures (47.2%). Chi square $p < 0.02$. There is no evidence to suggest sex bias in any catching method and cloacal sexing is not biased

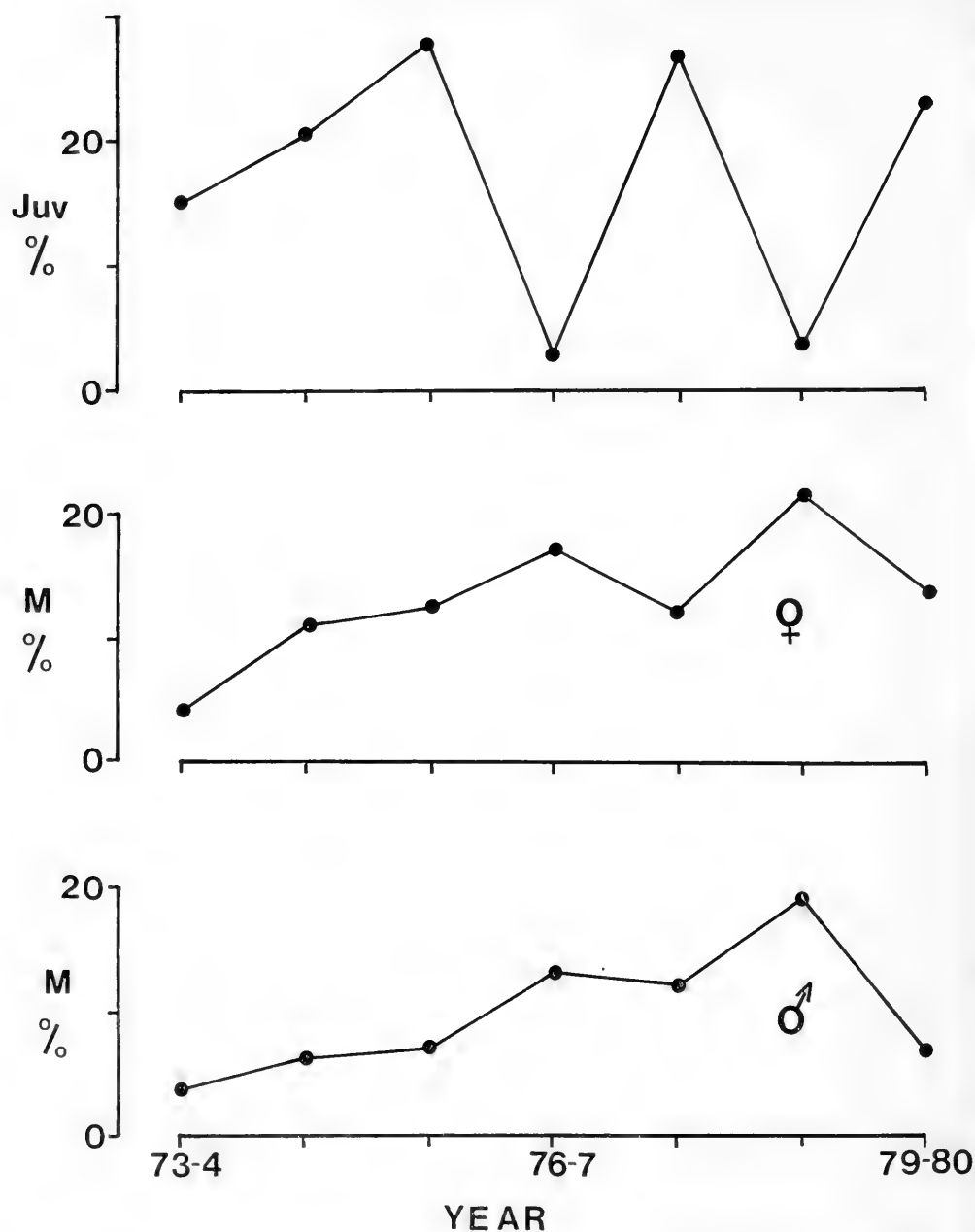


Figure XXVII/4: The breeding success of the population (top) and the % mortality of females (central) and males (bottom) in the same seasons

according to age, so we must assume that the adult population does have a surplus of males.

The mortality rate of the two sexes and the breeding success of the population over six years is shown in Fig. 4. It would seem that both sexes suffer higher mortality in "poor" breeding years than in good ones. In a sample of 1012 birds ringed in 1977, significantly more (Chi square $p < 0.01$) females died in the poor year of 1979 than in the good ones of 1978 and 1980. There was no significant difference in males. Thus it appears that the higher female mortality in adult life is linked to the stresses of breeding, especially in poor seasons. This might be expected since the energy demands of nesting are greater for females than for males.

Mortality in relation to age

There is an indication in Fig. 4 that mortality rate increases with time in both sexes, i. e. as the birds get older. Some support for this is found by examining the mortality of 1962 and 1964-ringed birds in comparison with that of other birds. Their survival is also shown in Fig. 3. Only 2 of 22 such birds (9%) were seen in 1980–81 compared with 134 out of 330 (40.6%) other adults caught at the same time (Chi square $p < 0.05$). The sample is, however, too small to verify the hypothesis.

Too few juveniles have been ringed on the breeding grounds to enable an estimation of mortality on autumn migration to be made. *Owen and Norderhaug* (1977) estimated this to be less than 15%. Data collected on family size during this study suggest that losses between fledging and arrival at the wintering grounds are of this order. Juvenile mortality in the year after arrival has been estimated for five seasons and is shown in Fig. 5, together with the adult (including yearling) mortality in the same seasons. So that ring loss does not affect the picture adults were restricted to those ringed one or two years previously. Unfortunately few juveniles were caught in most

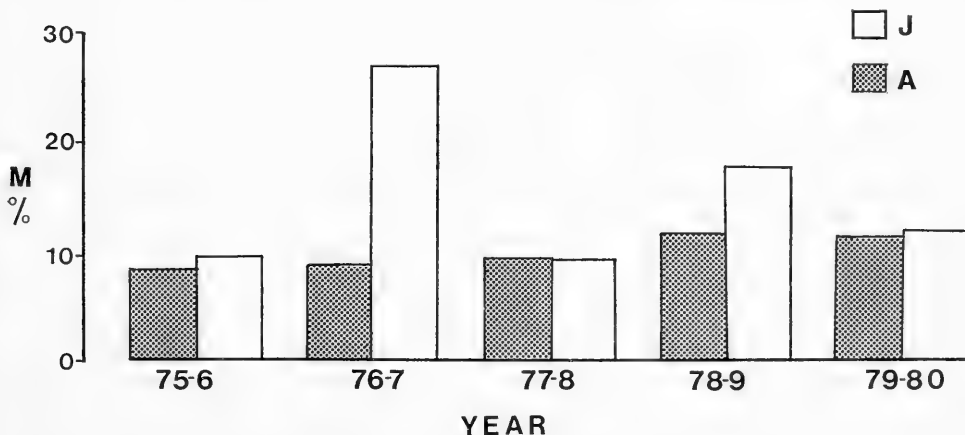


Figure XXVII/5: The mortality rates of adults and juveniles in five different seasons. Differences were significant in 1976–77 and 1978–79 only, though 1976–77 juvenile rate is thought to be an overestimate (see text)

years but the results do indicate only slightly higher mortality in the first year than in adult life. Juvenile mortality was significantly greater in 1976–77 ($p < 0.001$) and in 1979–80 ($p < 0.05$). The sample was small in 1976–7 however and there are indications that juvenile mortality was overestimated (see below). Both these years were good breeding seasons and it has often been suggested that juvenile mortality is higher in good breeding seasons because the birds are more mobile and more vulnerable to shooting when the young proportion is high. Overall adult mortality rate in this sample was 11.5% (mean of annual means, compared with 16.8% for juveniles).

Losses in the second season, when the birds do not breed but are still rather inexperienced, were also examined. In no individual season was yearling mortality significantly different from that of comparable adults (ringed in the same catches). On average second year mortality was 8.3% ($n = 650$) and comparable adult losses 9.9% ($n = 1545$); the difference is not significant. Thus for comparison with other age classes yearlings can be included with adults. This result might have been expected since yearlings achieve adult weight by the second winter (*Owen and Ogilvie, 1979*) and their lack of experience is compensated for by the fact that many (probably most) do not go through a full breeding cycle.

Mortality estimates from rings vs. counts

Given a knowledge of adult and juvenile mortality and the age ratio of the population it is possible to estimate the overall population mortality from the ringing data. These estimates are compared in Fig. 6 over the 5 seasons from which data are available. There is a large disparity between the two estimates in 1976–77, largely attributable to the very high estimate of juvenile mortality in that year. This is added support for the suggestion that this estimate, based as it was on a small sample, was too high. In three out of the five years the correspondence between the two estimates is good and the average for all years was 10.4% (counts) and 13.0% (rings). In general, accepting that the figure for 1976–77 is too high, the mortality estimates from counts show considerably more variability [coefficient of variation (sd/mean) of the ring estimate was 16% whereas that of the count estimate was 37%] than do those from the ringed sample, which must be considered more accurate. This is because rather small errors in counts or age ratio assessments make a rather large difference in apparent mortality, especially when this is small. Such errors can have substantial effects on mortality estimates and their relationship to breeding success [see discussion in *Owen (1980)*]. In the present case, even though counts were accurate to 1–2% and age ratio samples were equal to or greater than population size, errors were still made. By their nature such errors are self-correcting (see e.g. compensation in 1978–79 for underestimation in 1977–78) and means over a number of years are reliable. Causes and timing of losses.

It is seldom possible to obtain accurate population counts in spring but an accurate count of 8600 was made in mid April 1981, just before spring migration. This was 450 lower than the number in October 1980. The autumn 1981 total was 8300, including 270 (3.7%) juveniles. Thus 470 geese which left the Solway in April failed to return. This means that about half the annual

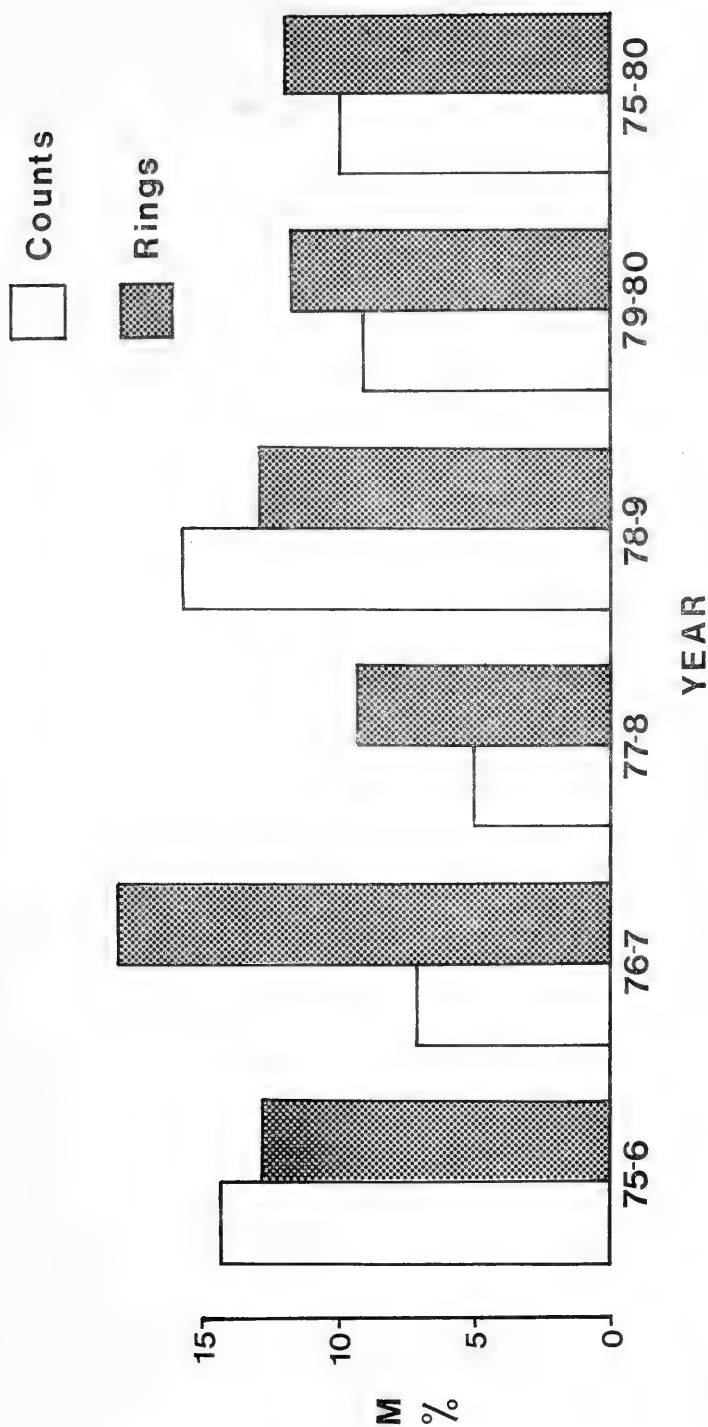


Figure XXVII/6: The mortality rate as estimated from counts and age ratios (open) and ringing (shaded columns). 1975-80 average is based on all losses, not a mean of annual rates

mortality of 11.3% in 1980–81 occurred on the Solway (October–April) and half either on migration or on the breeding grounds (May–September).

Sightings in Norway are an unbiased sample of birds of those from the Solway and this fact can be used to estimate the mortality between the two places. Of a sample of 912 geese alive in October 1977, 90 (9.9%) were “dead” by October 1978. 372 of the same group were alive in Norway in May 1978 and 23 of these (6.2%) failed to return in October. This suggests a slightly higher proportion dying in summer and on migration (excluding the first stage of the spring journey) than in winter.

Another approach to study the pattern of losses through the year is to examine the dates when birds were last seen. If we make the not unreasonable assumption, giving our very high resighting rate (on average each bird was seen between 3 and 4 times each year), that the date of a bird’s death is close to that when it was last seen, the pattern of last sighting dates of birds which have “died” will give a clue to the mortality pattern. The pattern of last sightings (including recoveries) of birds ringed on the Nordenskiöldkysten, Svalbard in 1977 is shown in Fig. 7. These birds have a high probability of being sighted both in summer, winter and spring. The probability of birds dying is lowest in early winter, about average in late winter and spring and extremely high in summer. The March/April figure includes mortality on the

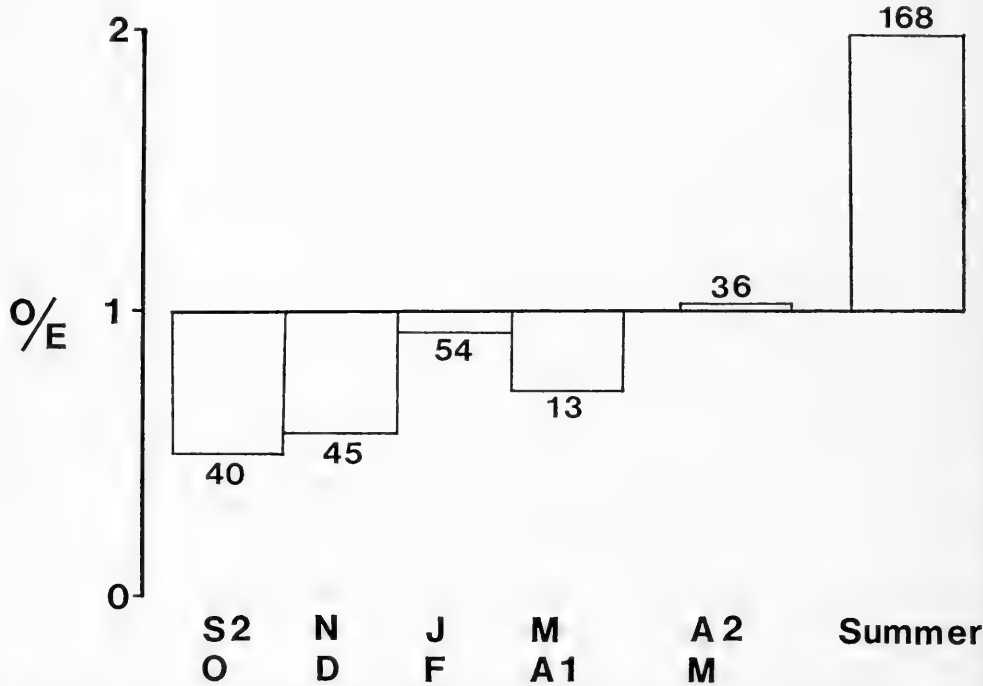


Figure XXVII/7: The pattern of losses of birds ringed on the Nordenskiöldkysten, Svalbard in 1977. The observed/expected value is 1 if losses are at the level predicted from the pattern of sightings (see text). At times when bars are below the line mortality is lower than expected, above, higher than expected. Numbers on each column are the number of birds which have died during the period (total 356)

first stage of a spring migration (1600 km), where losses are very low, and only average on the second stage (1600 km). The summer value includes the moult and autumn migration, two of the most vulnerable periods. Unfortunately because of disparities in the resighting rates at different times the absolute distribution of the losses cannot be used to assess the proportion dying at different times, but it may be no coincidence that 4.3% occurred on the Solway and 5.7% outside.

A large sample of birds is available to examine losses in winter (Fig. 8). Although the majority of birds disappear during October and November they are less likely than predicted to do so. At this time they are largely restricted to refuge areas and move very little. As the winter progresses the geese become more mobile and spread to other parts of the Solway. This takes them through or into areas where other geese are shot and there is also a degree of deliberate illegal hunting. Apparent mortality in late March and April may be slightly exaggerated because the probability of sighting in spring and summer is less than in winter (i. e. this sample may include some summer losses).

Since 1977 more than 20% of the population has been carrying rings and about 700 ringed geese died between 1977 and 1981. However, only 60 recoveries (excluding the very few casualties in catching) were reported. This is an extremely small proportion (9%) compared with those in other goose populations, where the vast majority of recoveries are from legal hunting. The timing of recoveries and cause of death where known are given in Table 5. Not surprisingly most recoveries are from the wintering grounds but this is less than 20% of those calculated to have died there (at least 600 since

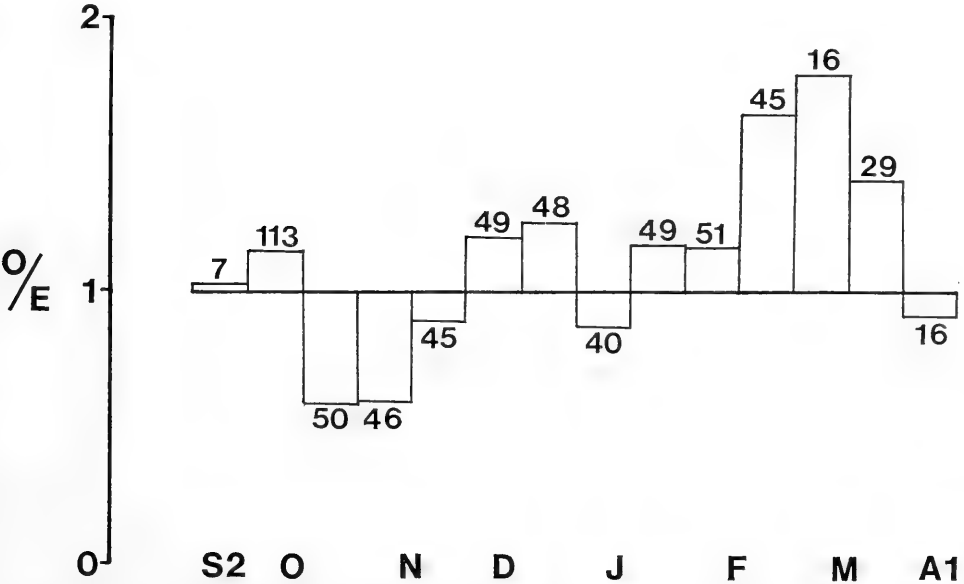


Figure XXVII/8: Pattern of losses during winter and spring using the whole sample of ringed birds and constructed as in Fig. 6. Numbers are sample sizes of dead birds (Total 604). Time periods are half-months

1973 — see Fig. 8). A large proportion are also found on autumn migration, confirming that this is a hazardous time for the geese.

There are very few recoveries from the breeding grounds despite the fact that a team of observers has spent each summer 1978–81 on the Nordenskiöld coast, where an average of 800–1000 ringed geese have summered. Fox kills may have been buried but many kills of other birds are found and fox predation probably accounts for rather few birds. The low level of recovery in spring, where the route is similar to that in autumn, and where the geese stop for 2 or 3 weeks in Norway, suggests rather few deaths then. We must conclude therefore that mortality both in spring and summer is rather low.

Shooting is still a surprisingly important mortality factor although the geese have been protected throughout their range since 1961. Of 83 adults X rayed in 1975 and 1976, 20 (24%) carried lead shot in their tissues indicating that they had been shot at some time. This is a remarkably high level and since there is little shooting in Norway or in Svalbard, most of this occurs on the Solway, or in other parts of Britain during autumn migration. In a legitimate quarry species such as the Pink-footed Goose *Anser brachyrhynchus* at a time when shooting was heavier than it is today, the level was only 41% (Elder, 1955). Most of the geese that were reported to have died on the Solway of unknown causes were found during the shooting season on areas where shooting was allowed.

The low summer mortality rate suggested by this analysis is of recoveries apparently conflicts both with the high rate demonstrated in Fig. 7 and the suggested higher female mortality due to losses related to breeding. The estimate in Fig. 7 does, however, include autumn migration losses and breeding stress could well not cause actual deaths until the autumn. The autumn migration, from a staging area on Bear Island is usually non-stop (cca 2500 km) and probably require approximately 250 g of fat (see Owen and Ogilvie, 1979) in calm conditions. This demand would be higher if weather conditions were unfavourable, as they were in two of the last four autumns. The birds have rather a short time between breeding and migration to lay down these reserves. In late seasons or for late breeders in all seasons, some birds may not be able to achieve the condition necessary for completing the migration. These would presumably die of exhaustion over the sea.

Discussion

Mortality in goose populations is usually estimated either by counting and age ratio assessment or from ringing recoveries. The method described here is unique for a migratory population and provides an opportunity of examining mortality in more detail than has hitherto been possible. The errors involved in the method are small in comparison with other studies as long as ring loss remains slight.

Despite this a significantly higher mortality rate over a long period was demonstrated for females. This is an unique finding in geese, where males are usually reported as surviving less well than females. Vaught and Kirsch (1966) found higher overall mortality of males in eastern prairie Canada Geese *Branta canadensis* but suggested that females had higher natural mortality causes linked to breeding stresses. Imber (1968), however, disputed

Table XXVII/4.

The resighting rate in the following 12 months of a sample of ringed individuals (birds ringed after October not included, plain yellow rings only) known to be alive at the beginning of each season (September 29)

Season	No. alive	No. seen	Resighting rate
1973 – 74	342	328	95.9
1974 – 75	329	312	94.8
1975 – 76	373	356	95.4
1976 – 77	429	395	94.9
1977 – 78	1467	1498	96.9
1978 – 79	1668	1597	99.3
1979 – 80	1440	1349	93.1
1980 – 81*	229	214	93.4
Overall	6268	5869	93.49

* = The sample in this season is a group of birds recaptured in July 1981 and does not include the whole year. The effect is, however likely to be only a slight underestimate of resighting rate.

Table XXVII/5.
Timing of recoveries and cause of death of recovered birds where known, 1973 – 81

Time	Cause	No.	%
Autumn migration	Shot	8	25
	Unknown	7	
	All	15	
Winter	Shot	12	58
	Caught in line	2	
	Hit wires	1	
	Tuberculosis	1	
	Unknown		
Spring migr.	All	35	5
	Shot	1	
	Hit wires	1	
	Unknown	1	
Breeding grounds	All	3	12
	Killed by fox	2	
	Unknown	5	
	All	7	

Cause of death where known
Shot 21(75 %)
Accidents 4(14 %)
Fox pred. 2(7 %)
Disease 1(1 %)

their evidence and showed that natural mortality of male Canada Geese in New Zealand was higher than that of females. In hunted populations it has been established that males are more vulnerable to shooting because of their larger size and leadership in flights and this affects overall survival. In this study, despite the fact that illegal hunting accounts for a large proportion of deaths female mortality is higher and this has resulted in an excess of males in the adult population.

First year mortality was 1.4 times as high, on average, than that of adults. This is lower than the disparity found in many other populations. *Boyd* (1976) found that young Lesser Snow Geese (*Anser caerulescens*) had a mortality rate 2.4 times as high as that of adults and the figure for Canada Geese was 1.63 (*Chapman et al.*, 1969) and 1.8 (*Vaught and Kirsch*, 1966). In the introduced non-migratory and largely unshot Canada Geese in Britain first year mortality is only 1.05 times as high as adults (*Thomas*, 1977). Higher vulnerability to shooting, especially when decoys are used, is responsible for differential mortality in hunted populations.

Juvenile mortality is extremely low for a bird population and the family behaviour of geese and swans does serve to enhance the survival of the young by providing them with favourable feeding opportunities (*Scott*, 1978, *Owen*, 1968). Juveniles could suffer in a situation such as that described by *R. B. Owen* (pers. comm.) in Atlantic Brant *Branta bernicla*. Hard weather reduced food supplies early in the winter of 1976–77 and most juveniles succumbed, probably because they had not enough time to build up energy reserves equivalent to those of adults.

The mortality of birds in their second year was slightly lower, though not significantly, than that of adults. This is not surprising since yearlings achieve adult body weight in their second autumn (*Owen and Ogilvie*, 1979). There was a suggestion of an increase in mortality in old age. This is very difficult to demonstrate but future studies will enable this hypothesis to be more fully tested.

A comparison between mortality estimates from counts and more accurate ones from ringing indicate that, as expected those from counts are more variable but self-compensating. This means that estimates over a period of years give very close results. Annual variations in mortality using the count method must be treated with extreme caution since not only are they dependent on the accuracy of counts but also on that of age ratio assessment. Both of these can be biased and the bias correlated with breeding success to lead to spurious conclusions on mortality in relation to recruitment.

Just over half the mortality in this population occurs outside the wintering area and the evidence also suggests rather few losses on the breeding grounds. Autumn migration seems to be a crucial time because the long non-stop journey necessitates a large store of fat to be available. I suggest that this may not be possible for some individuals to accumulate especially in late years and that females suffer more heavily because of their higher energetic deficit following laying and incubation. The weights of post-breeding female Lesser Snow Geese is only 76% that of males compared to 195% prebreeding (*Ankney*, 1977; *Ankney and MacInnes*, 1978) and 94% in winter (*Flickinger and Bolen*, 1979). This also explains the significantly higher female mortality in bad as opposed to good breeding years.

It is surprising that shooting on the Solway makes such a large contribution, accounting for 30–40% of all losses. As the population has increased in size

the birds have moved outside refuges more regularly and in larger numbers making them accessible to accidental and deliberate illegal shooting. Mortality in the 1960s was apparently as high as 25%. Why has it declined in the 1970s? It can hardly be argued that losses in summer and on migration have decreased. Three of the last five years have been worse for breeding than any of the previous 19 and conditions on autumn migration have been very severe in recent years. There was a small amount of legal shooting in Svalbard prior to 1968 but since the majority of the range is not readily accessible to humans, this probably had a negligible effect. Most of the difference must therefore be explained by changes on the wintering grounds. There has been no evidence, either from counts or from direct observation, of large losses due to severe weather. There has probably been a decline in illegal hunting pressure due to better education and hunting practices. The birds were also less accessible to shooters in the 1970s due to the approximate doubling of the size of the sanctuary area in 1970 when the Wildfowl Trust leased and bought farmland at Caerlaverock and managed it for the geese.

This study provides information on mortality (and recruitment which has not been discussed here) very much more accurate and sensitive than that available to most workers. There is probably not other migratory goose population in the world which provides such good conditions for such an investigation. The value of this kind of long term study does not diminish with time, indeed information impossible to obtain in other ways on age related mortality and breeding success, important in population modelling and management, can only be obtained from such a study. In order that the importance of ring loss with age of rings can be assessed and in order to monitor the population through a range of wintering and breeding conditions, the ringing programme must be continued. The population will at some time, presumably, stop growing and it would then be highly desirable still to be active in this kind of detailed monitoring to find out the exact mechanism by which stability is achieved.

Acknowledgements

The study has relied largely on students and long term volunteers as observers and they are gratefully acknowledged. Dutch workers, chiefly *R. H. Drent*, *J. Prop* and *M. van Eerden* were largely responsible for the sightings from Svalbard, and *N. Gullestad* undertook pioneer work and cooperated in later studies in Norwegian staging areas. The following people are thanked for help with observations or marking activities: *R. Bridson*, *M. J. Brown*, *C. R. G. Campbell*, *L. Colley*, *N. Davies*, *B. Ebbinge*, *S. Ellis*, *M. Holloway*, *E. E. Jackson*, *J. Kirk*, *S. Montgomery*, *M. Nugent*, *M. A. Ogilvie*, *M. Ounsted*, *C. Prentice*, *P. Reynolds*, *P. Vaux*, *R. L. Wells*, *G. Williams*, *B. Vojtowych*. The Wildfowl Trust provided basic support and facilities and the study was also financed by grants and donations from *Macmillan* (London) Ltd., the North Atlantic Treaty Organisation, the Natural Environment Research Council, the Royal Society and Shell (UK) Ltd. I also thank the numerous other people and organisations who have been involved with finance, advice or practical help. In particular *Sir Peter Scott* and *Professor G. V. T. Matthews* have contributed greatly with encouragement, advice and support.

Summary

This paper is a progress report on a long term population study of a closed group of Barnacle Geese breeding in Svalbard and wintering in northern Britain.

A total of 2158 adults, 676 yearlings and 369 juveniles were marked with coded rings readable in the field at 200 m between 1973 and 1981, and more than 20% of the population was individually marked from 1977 onwards. The population increased from 3700 in October 1971 to a maximum of 9050 in October 1981, despite three disastrous breeding seasons, in 1977, 1979, and in 1981, when the total fell to 8300.

Only 2 of 499 rings (0.4%) were lost by birds recaptured on average 2.85 years later, giving an annual rate of 0.14%. Resighting rate of birds alive and carrying rings was on average 93.5% annually; this high level allowed mortality estimates to be made by assuming birds were dead if they were not seen in two successive years. They were assumed to have died in the year in which they were last seen.

A significantly higher proportion of females than of males ringed in 1973 had died before 1981 and those that had died had done so sooner than had males. It was suggested that this was a result of the greater energetic demands on the female during the breeding season. Both sexes showed higher mortality in poor than in good breeding seasons but the difference was only significant in females.

Juvenile mortality was similar to that of adults in three of five years and significantly higher in two. Mean adult mortality was 11.5% compared with 16.8% for juveniles. Losses in the second year of life were similar to those of adults. Birds ringed as adults in 1973 showed higher mortality rates as time progressed. A group of 22 geese caught then and also ringed as adults in 1962–64 had significantly higher chance of having died before 1981 than the others (9% survived compared with 41%), suggesting higher mortality rates in older birds.

Mortality estimates from ringed birds were similar to those determined by the more traditional method of counting and assessing age ratios but variability was less than by the latter method. This was due to errors in the count/ratio estimates, which, although reliable when averaged over a period of years, should not be used to examine annual variations in mortality.

Between 40% and 50% of the mortality occurred on the wintering grounds and the vast majority of deaths there were from illegal shooting. Losses were lower than expected early in the winter and increased as the geese progressively moved away from sanctuary areas. The mortality drop between the 1960s and 1970s which was responsible for the population growth, was probably due to an increase in the size of sanctuary areas and stricter control of shooting.

Of the remaining losses few were on spring migration and recoveries from the breeding grounds were also few. The hypothesis is put forward that energy demands of breeding, especially in poor years, cannot be sufficiently replenished to complete the long over-sea autumn migration. This would result in some birds dying of exhaustion over the sea.

The methods described here are accurate and sensitive but cannot be applied to many larger or more mobile groups of geese. It is vital to continue this

study as a long term project since it provides unique information on population behaviour.

Author's address:
Slimbridge (Glos)
GL 2 7 BX
England

References

- Ankney, C. D. (1977): The use of nutrient reserves by breeding male Lesser Snow Geese (*Chen caerulescens caerulescens*) Can. J. Zool. 55, 1984–1987.
- Ankney, C. D. – Mac Innes, C. D. (1978): Nutrient reserves and reproductive performance of female Lesser Snow Geese. Aug. 95, 459–471.
- Boyd, H. (1961): The numbers of Barnacle Geese in Europe in 1959–60. Wildfowl Trust Ann. Rep. 12, 116–124.
- Boyd, H. (1976): Estimates of total numbers in the Hudson Bay population of Lesser Snow Geese 1964–1973. Can. Wildl. Serv. Prog. Notes 63, 7 pp.
- Chapman, J. A. – Henny, C. J. – Wight, H. H. (1969): The status, population dynamics and harvest of the Dusky Canada Goose. Wildlife Monogr. 18, 48 pp.
- Elder, W. H. (1955): Fluoroscopic measures of Pink-footed and Greylag Geese. Wildfowl Trust Ann. Rep. 7, 123–126.
- Flickinger, E. L. – Bolen, E. G. (1979): Weights of Lesser Snow Geese taken on their winter range. J. Wildl. Mgmt. 531–533.
- Imber, M. J. (1968): Sex ratios in Canada Goose populations. J. Wildl. Mgmt. 32, 905–920.
- Jackson, E. E. – Ogilvie, M. A. – Owen, M. (1974): The Wildfowl Trust expedition to Spitzbergen 1973. Wildfowl 25, 102–116.
- Ogilvie, M. A. (1972): Large numbered leg-bands for individual identification of swans. J. Wildl. Mgmt. 36, 1261–1265.
- Owen, M. (1980): Wild Geese of the World. Batsford, London
- Owen, M. – Norderhaug, M. (1977): Population dynamics of Barnacle Geese *Branta leucopsis* breeding in Svalbard, 1948–1976. Ornis. Scand. 8, 161–174.
- Owen, M. – Ogilvie, M. A. (1979): Wing molt and weights of Barnacle Geese in Spitzbergen. Condor 81, 42–52.
- Owen, M. – Drent, R. H. – Ogilvie, M. A. – van Spanje, T. H. (1978): Numbers, distribution and catching of Barnacle Geese *Branta leucopsis* on the Nordenskiöldkysten, Svalbard in 1977. Norsk Polarinstitut. Arbok 1977, 247–258.
- Scott, D. (1978): Social behaviour of wintering Bewick's Swans. PLD Thesis, University of Cambridge
- Thomas, C. D. (1977): The mortality of Yorkshire Canada Geese. Wildfowl 28, 35–47.
- Vaught, R. W. – Kirsch, L. M. (1966): Canada Geese of the eastern prairie population, with special reference to the Swan Lake flock. Missouri Dept. of Conservation Techn. Bull. 3, 91 pp.

XXVIII. THE IMPORTANCE OF SPRING STAGING AREAS FOR ARCTIC-BREEDING GEESE, WINTERING IN WESTERN EUROPE

B. Ebbinge — A. St. Joseph — P. Prokosch — B. Spaans

In justifying the need to safeguard wintering and spring staging areas for migratory geese, the argument that the condition the geese build up in these areas is of vital importance to their subsequent breeding success, is heard more and more among conservationists.

Examining the value of this argument, we discern two questions:

- is it true that geese can only breed in the Arctic if they have built up sufficient body reserves elsewhere?
- if so, where and when do they build up these necessary reserves?

1. The condition hypothesis

1.1 Introduction

The hypothesis that female condition on arrival in the breeding area determines her breeding success has been advanced by several investigators (*Ryder*, 1967; *Harvey*, 1971; *Newton* 1977; *Prop et al.*, 1978). This condition hypothesis could be tested by measuring the condition of individual birds upon arrival in the Arctic and the subsequent breeding performance of these same birds.

So far, only indirect evidence has been accumulated. Positive correlations between mild weather on the wintering grounds and subsequent breeding success in the Arctic have been demonstrated for Barnacle Geese (*Branta leucopsis*) wintering in Ireland (*Cabot & West*, 1973) and Whooper Swans (*Cygnus cygnus*) wintering in southern Sweden (*Nilsson*, 1979).

Monitoring Lesser Snow Geese (*Anser caerulescens caerulescens*) at various stages throughout the Arctic summer *Ankey & MacInnes* (1978), summarized in (*Drent & Daan*, 1980) revealed that:

- upon arrival on the breeding grounds the geese are heavier than at any other time of the year,
- heavier females would have laid larger clutches,
- during early incubation, weights of females with completed clutches are strikingly similar, even though clutch sizes vary from 2 to 6 eggs,
- the breakdown of both fat and protein reserves results in a 42% weight loss in breeding females at the time of hatching. At that time failed nesters have even lower weights than those whose clutches are about to hatch.

Since in this latter study neither the weights (and therefore condition) at

the onset of breeding of failed breeders nor those of successful ones are known, it is not possible to conclude from these data that the initial body condition of a female goose determines its subsequent breeding performance. Rather, because the weights after laying were so similar, one would favour the explanation that female geese differ in the rate at which they spend their body reserves during incubation. A more subtle approach has been adopted by Lessells & Owen, who used weigh-bridges placed under the nest both in captive Barnacle Geese (*Branta leucopsis*) and in wild Lesser Snow Geese (*Anser c. caerulescens*). In both species similar proportional weight losses were registered in breeding females as those found by Ankney & MacInnes (Lessells *et al.*, 1979, Owen, 1980). However, due to the amount of work involved per nest, this method has not yielded sufficient data to test the condition hypothesis yet.

Recognizing that the Wadden Sea area in western Europe is the only spring staging area for Dark-bellied Brent Geese (*Branta bernicla bernicla*), and that upon return from the breeding grounds in the autumn the breeding success of individual geese can be assessed because parents are accompanied by their recent offspring, we decided to test the condition hypothesis without bothering to go to the Arctic at all.

Brent Geese stay in the Wadden area until late May, feeding on the spring growth on the saltmarshes and thus increasing their body weight from 1250 to 1600 grams on average, in about a month (St. Joseph *et al.*, in prep.). Then they leave on an almost non-stop flight for their breeding grounds in Taymyr, Arctic Siberia. We adopted two different approaches to investigate the condition hypothesis:

- comparing reproductive performance to individual body weight at the point of departure the spring staging areas,
- comparing the mean rate of weight increment in spring to the mean reproductive performance of the whole population.

1.2. Methods

Our first approach consisted of cannon netting Brent Geese as close as possible to the date of departure from the Wadden area in spring. Usually mass departure takes place from 20–28 May. The birds caught were measured, weighed, sexed and fitted on each leg with a large plastic ring, each one carrying a single letter or number engraved three times round it for easy observation.

This marking method, developed by St. Joseph, gave a series of individual combinations which could be read through telescopes at distances of up to 300 metres.

In this way we were able to mark 89 adult females in the period 1976–1979. The next autumn we tried to spot as many as possible of the birds marked the previous spring, and noted whether they were accompanied by young or not.

Secondly, we caught Brent Geese somewhat earlier in the spring, and two or more catches in the same spring allowed us to calculate the regression of body weight on time in the spring of 1977, 1978 and 1979. These were then compared to the overall breeding success the following autumn.

1.3. Results

Breeding success turned out to be very poor in 1976 (11.6% juveniles in the autumn) and 1977 (0.01% juveniles). None of our marked birds was accompanied by any offspring the following autumn (see Table 1). With a mean proportion of juveniles of 35% and 33% respectively, 1978 and 1979 were good breeding seasons. In these years a third of the previously marked females was spotted in the autumn and their family size assessed (Table 1). Because the separate samples were too small, we had to combine the 1978 and 1979 samples. In order to compare the weight from these three different catches, weights were adjusted to the level of the 23 May 1978 catch, being the most advanced in the season.

We did this by adding the difference between the means of the catches to the weights of the individual birds concerned. Thus 100 grams was added to the weights of birds resighted from the 18 May 1978 catch and 25 grams to those from the 17 May 1979 catch (See Table 1).

The combined samples (see Fig. 1) indicate that in good breeding seasons the heavier females are more often successful, the mean spring weight of successful females being significantly higher than that of ailed breeders ($p = 0.02$; one-tailed t -test). To find out whether being heavier in spring was simply a result of body size, wing length of successful females were also compared to those of unsuccessful ones, but no significant difference emerged (see Fig. 1). From this we conclude that attaining a heavier spring weight must be due to other factors such as a better feeding technique, or better feeding conditions resulting from better protection against conspecifics by its mate during spring fattening as in the Common Eider (*Somateria mollissima*) (Ashcroft, 1976).

The results of our second approach are given in Fig. 2. The slope of the regression line and thus the rate of body weight increment in 1977 is significantly lower ($p = 0.1$) than in the other two seasons. Accordingly 1977 turned out to be a non-breeding year for these Brent Geese, whereas the other two years were good breeding years (see above, and Fig. 2). We are still very much

Table XXVIII/1.

Numbers of adult female Brent Geese marked at the point of departure from the spring staging areas, and the number resighted the following autumn

Number caught		Number resighted		
date	mean weight	- +		
21-5-76	25 1585 grams	11	11	0
21-5-77	22 1450 grams	10	10	0
18-5-78	17 1458 grams	7	4	3
23-5-78	12 1560 grams	4	2	2
17-5-79	13 1535 grams	4	2	2

- returning without offspring

+ returning with offspring

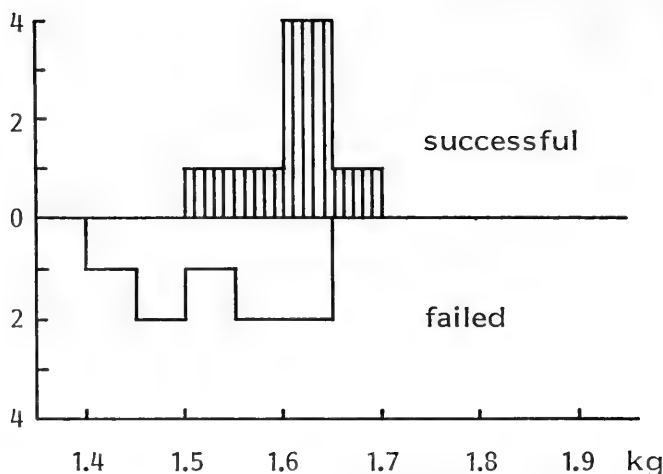


Figure XXVIII/1: Breeding success and spring departure weights in adult female *B. b. bernicla*. The mean spring weight of successful females (1618 grams, $n = 7$) differed significantly from that of failed breeders (1536 grams, $n = 8$) ($p = 0.02$, t test). Mean wing lengths of both groups (332 mm against 334) did not differ significantly (t test)

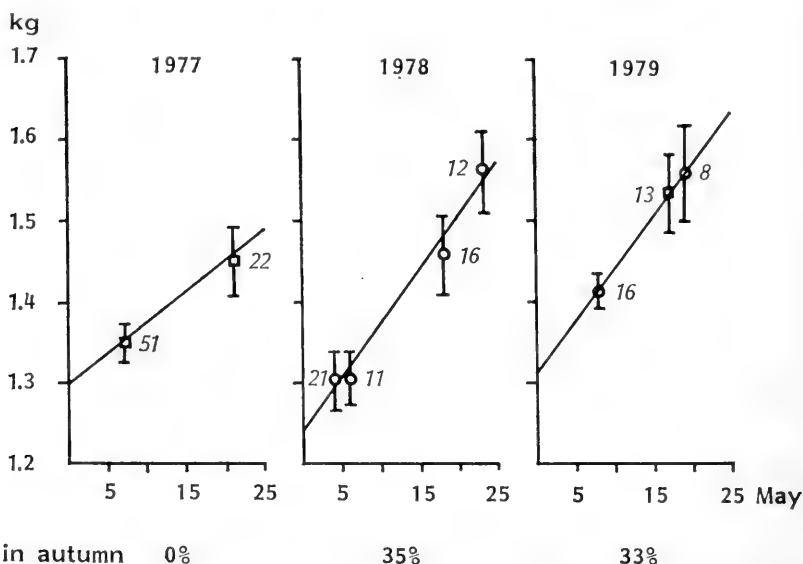


Figure XXVIII/2: Rate of increase in body weight in adult female *B. b. bernicla* in May in three years with the subsequent breeding success of the whole population. Squares are samples from the Dutch part of the Wadden Sea, and circles from the German Wadden Sea. These symbols indicate the mean, whereas vertical bars indicate the 95% confidence interval. Numbers indicate sample size. The slope of the regression line in 1977 differs significantly from that in 1978 ($p = 0.005$) and 1979 ($p = 0.01$), but the slopes of 1978 and 1979 do not differ significantly ($p = 9.005$, t test)

in the dark as to the cause of this reduced rate of body weight increment in 1977. *Ebbinge* (1977) suggested strong winds as a possible factor reducing intake of food, or resulting in a higher energy expenditure to maintain body temperature.

2. The spring staging areas

2.1. Introduction

Our second question as to when and where the apparently important body condition is built up, will be treated in this section.

Since a positive correlation between winter temperature and subsequent breeding success was found in two studies (*Cabot & West*, 1973; *Nilsson*, 1979), one might think that achieving the right breeding condition is a rather slow process continuing through the winter.

However, data on annual fluctuations in body weight in Brent Geese (*Branta bernicla bernicla*) (*St. Joseph et al.*, in prep.) and Lesser Snow Geese (summarized by *Owen*, 1980) show that the lowest weights occur shortly after the winter is over. This finding made it more likely that spring feeding conditions in themselves determine whether sufficient body reserves can be accumulated, irrespective of feeding conditions in the preceding winter.

Virtually the entire dark-bellied Brent Goose population (*Branta bernicla bernicla*) is concentrated in the Wadden area (*St. Joseph*, 1979) throughout the spring (April – May). To find out whether other Arctic-breeding goose species were concentrated on special spring staging areas too, we analyzed the available ringing recoveries of Barnacle Geese (*Branta leucopsis*), White-fronted Geese (*Anser albifrons*) and Bean Geese (*Anser fabalis*) ringed in the Netherlands.

2.2 Method

We restricted the analysis to shot birds, to avoid any bias inherent in the category of birds “found dead”.

The analysis covers the period 1955 – 1978, but the majority of our material stems from the sixties. In the fifties very few birds were ringed, and in the seventies spring hunting in the U.S.S.R. was no longer permitted (*Rutshke*, 1976). We grouped the recoveries in five 10-day periods (decades) from 10 April until the end of May.

Because the last two periods included many recoveries from the breeding grounds, these were combined.

One duck species, the Wigeon (*Anas penelope*), was included in the analysis, because, ecologically speaking, it is the “goose” among the ducks. For each species and each period the mean position was calculated. The significance of the differences between these mean positions was tested using the Mardia test ($p < 0.05$, *Mardia*, 1972).

2.3 Results

In Table 2 the mean positions (in tenths of degrees) are given for all different species and periods except the Barnacle Goose (*Branta leucopsis*). Too few recoveries of the latter species were available to calculate its mean position in all ten-day periods. From recent counts (Ebbinge, 1981) we know that the entire Russian population of this species from mid-April to mid-May is concentrated in the Baltic in Gotland and in the Estonian S.S.R.

This is in agreement with the six recoveries of *Branta leucopsis* in mid-spring (20–30 April) (see Fig. 3).

In Fig. 3 the actual distribution of the recoveries of all four species in mid-spring is depicted.

It is obvious that in spring all goose species are virtually separated from each other. Only White-fronts (*Anser albifrons*) and Wigeon (*Anas penelope*) overlap during one ten-day period (20–30 April).

Whereas both *Branta* species stay the entire spring period within a well defined area, the data on the other species (Table 2) indicates a gradual shift in a northeastward direction.

This gradual shift to the north while accumulating body reserves is apparently also typical in Lesser Snow Geese (*Anser c. caerulescens*) staging at James Bay (Wypkema & Ankney, 1979).

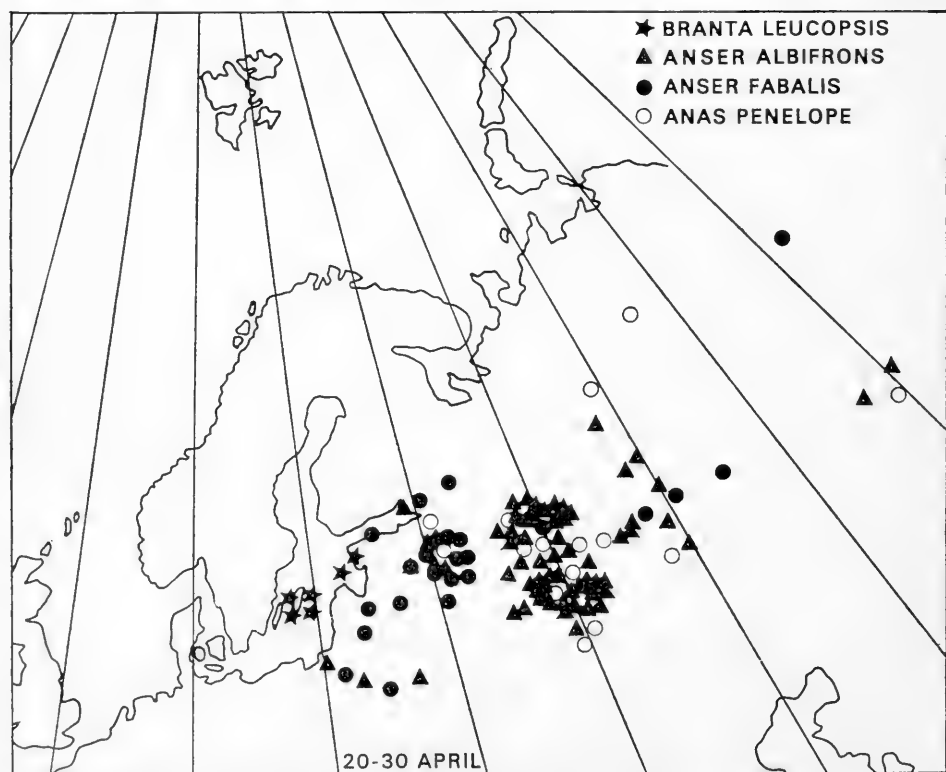


Figure XXVIII/3: Positions of geese and Wigeon (*Anas penelope*) shot between 20–30 April in the period 1955–1978, ringed in the Netherlands (see Table 2)

Table XXVIII/2.

Mean positions of spring recoveries of *Anser albifrons*, *Anser fabalis* and *Anas penelope*, ringed in the Netherlands (up to 1978)

	<i>Anser albifrons</i>	<i>Anser fabalis</i>	<i>Anas penelope</i>
Period	n: Mean position	n: Mean position	n: Mean position
10–20 April	88 54.7 N 39.7 E	11 55.3 N 26.1 E	30 53.6 N 39.1 E
20–30 April	112 56.1 N 40.1 E	23 58.1 N 31.0 E	18 56.1 N 49.9 E
1–10 May	54 60.2 N 44.0 E	38 64.3 N 40.1 E	51 62.0 N 54.2 E
10–30 May	144 67.0 N 47.2 E	107 66.7 N 49.6 E	147 64.5 N 61.8 E

Except for the positions of *Anser albifrons* and *Anas penelope* in the period 20–30 April all these positions differ significantly from each other (Mardia test, $p < 0.05$)

3. Discussion

From data on family size and the overall proportion of juveniles in the wintering population, it can be inferred that in very good breeding seasons (with a mean of 3 juveniles per family and almost 50% juveniles in the wintering population), two-thirds of the adult birds raise their young successfully. In moderately good years (30–35% juveniles) only a third of the adults are doing so. Our results after good breeding seasons with 7 out of 15 returning females being successful do not depart significantly from what one would have expected.

A drawback of the method we applied to investigate the condition hypothesis is that the body reserves Dark-bellied Brent Geese (*Branta bernicla bernicla*) build up each spring are not only used in egg formation and subsequent breeding. The birds have to migrate over 4000 km to reach the breeding grounds. It would be very interesting indeed to have information on body weights upon arrival in Taymyr.

However, because mass migration in a very short period of time is the general pattern in this species, it is unlikely that the migration effort, and thus the amount of weight loss due to it, will vary much between individuals. Thus the impressive spread in body weights at the point of departure from the spring staging areas is not likely to be altered much during spring migration.

In some years all Brent Geese (*Branta b. bernicla*) may have to invest a much greater proportion of their body reserves into migration because of adverse weather conditions (especially continuing strong headwinds). This, of course, might have serious repercussions on breeding success.

Another more serious drawback of our method is that, theoretically, parents arriving in good condition may hatch their eggs successfully, but yet lose their young to predators before these young have become fully fledged. Such parents would, of course, be classified as failed breeders by us. In part, however, the capacity to avoid predation may depend on the individual condition of the parents, as well.

Thus our method does not distinguish in which phase of the breeding season body condition determines reproductive performance.

The frequent occurrence of non-breeding years in Dark-bellied Brent Geese (*Branta b. bernicla*) is usually ascribed to adverse weather during the predation pressure resulting from lemming cycles (Meltofte, pers. comm.). The fact that the rate of body weight increment in spring is significantly lower in one of our three years of study, which turned out to be a non-breeding year, indicates that Brent Geese may not always leave these spring staging areas in the same condition each year. This possibly results in non-breeding years even if the weather during the breeding season is favourable.

Another indication of the extreme importance of these spring staging areas is the clear spatial separation between the different species (Fig. 3). We consider this a result of the need to avoid inter-specific competition in this critical period in the annual cycle of Arctic-breeding geese. That different species of geese and Wigeon (*Anas penelope*) are potential competitors food is borne out by observations at other times of the year. Both Wigeon (*Anas penelope*) and Brent Geese (*Branta bernicla*) feed in autumn on eelgrass (*Zostera*). As a result *Zostera* beds in several areas are rapidly eaten out (Charman, 1979), and then Brent Geese are occasionally observed to chase away feeding Wigeon from the remaining patches of *Zostera*.

Following the reclamation of the Lauwersmeer area in the Netherlands both Wigeon (*Anas penelope*) and Barnacle Geese (*Branta leucopsis*) eagerly harvested the same rich resource, glasswort (*Salicornia*), which completely covered about 3300 ha of the vast recently drained mudflats. In this latter case direct interspecific interactions were largely avoided because Wigeon visited the plains during the night, whereas Barnacle Geese came in the daytime (Prop & van Eerden, 1981). Nevertheless they were feeding on exactly the same resource.

In midwinter, mixed flocks of White-fronted Geese (*Anser albifrons*) and Barnacle Geese (*Branta leucopsis*) are a common sight in the Dutch province of Friesland, while in other parts of the Netherlands mixed flocks of Bean Geese (*Anser fabalis*) and White-fronted Geese (*Anser albifrons*) also occur (Rooth *et al.*, 1981). In these cases too, it is likely that the different species overlap in their food choice.

Therefore separation between these species, either ecologically or spatially, as has been suggested by Lack (1974), is not always the case.

When these Arctic-breeding species arrive in the autumn, abundant summer growth in the temperate zone has produced plenty of food to harvest. Because of this abundance, interspecific competition has probably not been severe enough for the different species to evolve exclusive feeding strategies in the autumn and winter. In spring not only are the demands of the birds building up their body reserves much higher, but also food, though high in quality, becomes available day by day only in small amounts.

In such a situation competition for food is more likely to occur, and this, we suggest, resulted in the evolution of segregated spring staging areas for these potentially competitive species.

4. Acknowledgements

We wish to thank the following organizations for enabling us to perform this study: the Wildfowl Trust, Slimbridge (UK), the Research Institute for Nature Management (NL), the University of Groningen (NL), the University of Kiel (FRG), Vogeltrekstation (NL) Staatsbosbeheer Terschelling (NL), Amt für Land- und Wasserwirtschaft, Husum (FRG), Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege, Kiel (FRG), Schutzstation Wattenmeer (FRG).

In particular we wish to thank *Prof. G. V. T. Matthews, Dr. J. Rooth, Dr. R. H. Drent* and *Prof. W. Schultz*.

Many people assisted in the field work, of whom we wish to mention especially *Folke Schönberg* and *Piet Zegers*. For their help in analyzing our data we thank *Dr. Hans van Biezen* and *Camille Clason*.

Dr. Serge Daan critically read the manuscript, which was typed by *Mrs. B. Rensser*.

Author's address:
B. S. Ebbinge
Kasteel Broekhuizen
Post Bus 46
3956 ZR Leersum
Netherlands

A. K. St. Joseph
60 Searle Str.
Cambridge
England
B. SpSpaans

References

- Ankney, C. D. & C. D. Mac Innes (1978)*: Nutrient reserves and reproductive performance of female lesser snow geese. *Auk* 95: 459 – 471.
- Ashcroft, R. E. (1976)*: A function of the pairbond in the Common Eider. *Wildfowl* 27: 101 – 105.
- Cabot, D. & B. West (1973)*: Population dynamics of Barnacle Geese, *Branta leucopsis* in Ireland. Report of the National Institute for Physical Planning and Construction Research Ireland
- Charman, K. (1979)*: The seasonal pattern of food utilization by *Branta bernicla* on the coast of southeast England. Proc. First Techn. Meeting on Western Palearctic Migratory Bird Management: 64 – 76.
- Drent, R. H. & S. Daan (1980)*: The prudent parent: energetic adjustments in avian breeding. *Ardea* 68: 225 – 252.
- Ebbinge, B. (1978)*: The significance of the Dutch part of the Wadden Sea for *Branta bernicla bernicla*. Proc. First Techn. Meeting on Western Palearctic Migr. Bird Management: 77 – 87.
- Ebbinge, B. (1981)*: The status of *Branta leucopsis* in 1980 – 81. *Aquila*
- Flickinger, E. L. & E. G. Bolen (1979)*: Weights of Lesser Snow Geese taken on their winter range. *J. Wildl. Mgmt.* 43: 531 – 533.
- Harvey, J. M. (1971)*: Factors affecting Blue Goose nesting success. *Can. J. Zool.* 49: 223 – 243.
- Lack, D. (1974)*: Evolution illustrated by Waterfowl. Blackwell, Oxford 96 pp.
- Lessells, C. M., R. M. Sibly, M. Owen & S. Ellis (1979)*: Weights of female Barnacle Geese during breeding. *Wildfowl* 30: 72 – 74.
- Mardia, K. V. (1972)*: Statistics of directional data. Academic Press, London
- Newton, I. (1977)*: Timing and success of breeding in tundra-nesting geese. *Evolutionary Ecology*, eds. B. Stonehouse & C. Perrins, Mac Millan Press p. 113 – 126.

- Nilsson, L. (1979): Variation in the production of young of swans wintering in Sweden. *Wildfowl* 30: 129 – 134.
- Owen, M. (1980): *Wild geese of the world*, Batsford, London. 236 pp.
- Prop, J., M. R. van Eerden, S. Daan, R. H. Drent, J. M. Tinbergen & A. K. M. St. Joseph (1978): Ecology of the Barnacle Goose (*Branta leucopsis*) during the Breeding Season: Preliminary Results from Expeditions to Spitzbergen in 1977 and 1978. *Proc. Spitzbergen Symposium 1978*, Arctic Centre, Univ. of Groningen, Neth.
- Prop, J. & M. R. van Eerden (1981): Het voorkomen van trekvogels in het Lauwerszeegebied vanaf de afsluiting in 1969 tot en met 1978. *Limosa* 54: 1 – 16 (in Dutch, English summary)
- Rooth, J. B. Ebbinge, A. van Haperen, M. Lok, A. Timmerman, J. Philippona & L. van den Bergh (1981): Numbers and distribution of wild geese in the Netherlands, 1974 – 1979. *Wildfowl* 32.
- Rutschke, E. (1976): Wasservogelforschung und Wasservogelschutz in der USSR. *Der Falke* 23: 365 – 374.
- Ryder, J. P. (1967): The breeding biology of Ross's Goose in the Perry River region, Northwest Territories. *Can. Wildl. Serv. Rep. Ser.* 3: 1 – 56.
- St. Joseph, A. K. M. (1979): Seasonal distribution and movements of *Branta bernicla* *bernicla* in Western Europe. Smart, M. Ed. *Proc. First Techn. Meeting on Western Palearctic Migratory Bird Management*: 45 – 59
- St. Joseph, A. K. M., B. Ebbinge, O. Fournier & P. Prokosch: Weight changes in the dark-bellied Brentgoose on their wintering and spring staging areas. (*in prep.*)
- Wyckema, R. C. P. & C. D. Ankney (1979): Nutrient reserve dynamics of lesser snow geese staging at James Bay, Ontario. *Can. J. Zool.* 57: 213 – 219.

XXIX. INFLUENCE OF TEMPERATURE ON ARCTIC-NESTING GEESE

H. Boyd

For the purpose of contributing to a symposium largely devoted to geese in the western Palearctic, it seems appropriate to avoid reporting solely North American events and take a more general view, made possible by the very recent publication of sets of seasonal (*Jones and Wigley, 1980a-d; Kelly and Jones, 1981a-b*). The ways in which those indices are derived from station records are described in those publications. The published estimates are expressed as anomalies (i.e., departures from the datum of the mean values from the years 1941–1960). I have recalculated them as deviations from the mean for 1950–1980, the period in which the goose data are available.

I have brought together the results of monitoring the numbers and breeding success of several goose populations from Eurasia as well as North America, updating the data assembled by *Ogilvie (1980)*. A few runs of records extend as far back as 1950. The other records all cover at least ten years. Instead of considering one species or one subpopulation at a time, I have pooled the data by regions and then for the Arctic as a whole. The boundaries of the four regions were determined as much by the availability of records as by geography. The regional collections are: (1) *Alaska* (in which I have also included Ostrov Vrangelya and the northwest of the Northwest Territories); (2) *northeastern Canada*, extending from the Queen Elizabeth Islands to James Bay and from Queen Maud Gulf and the western coast of Hudson Bay east to southern Baffin Island and the west coast of Greenland; (3) the *Greenland Sea states*, i.e., east Greenland, Iceland and Spitzbergen; and (4) *northern U.S.S.R.* from the Kola Peninsula east to the Taymyr Peninsula, including Novaya Zemlya and other offshore islands. I have found no suitable data for northeastern Asia, from 100°E to the Bering Strait, apart from the Lesser Snow Geese breeding on Ostrov Vrangelya.

Three kinds of data are used wherever possible: (1) annual census or index numbers (N); (2) field observations on the proportion of first-winter birds in flocks in autumn or early winter (J); and (3) annual means of observed brood sizes (B). As a supplement in some cases, the proportion of first-winter goose tails found in the samples returned by hunters selected to take part in the U.S. and Canadian species composition surveys are used. Canada Geese have been left out of this analysis as they pose special problems. It is difficult to identify young Canada Geese in the field from September onwards. There are also difficulties in dissecting the information on numbers in winter, usually published state-by-state, so as to correspond with what

is known about the segregation of different populations that overlap in their winter quarters.

This approach to population analysis was pioneered by *Lebre*t (1948) in Europe and by *Lynch* in North America (*Lynch and Singleton*, 1964, and many unpublished reports to the U.S. Fish and Wildlife Service). There are several ways in which the available data may be biased and in only a few cases have large samples been obtained to reflect the composition of very large populations. Seemingly inconsistent results have led several investigators to spend more effort on reconciling regional data, or deploring their use, than in seeing whether the data can be used effectively, despite their obvious limitations.

The notion of pooling results from different species and subpopulations exposed to different local climates will doubtless seem improper to such critics; and the results which follow are sufficiently inconclusive to give grounds for scepticism. Yet it is important to look at large sketches as well as at small, detailed pictures. National agencies must be more concerned with continental than with local fluctuations in the numbers and distribution of geese and their possible causes.

I have combined inventories and observations on family size and the proportion of young geese into two sets of index numbers. The first, a success index (SI), was obtained by assigning annual scores to each constituent and then summing them. Values less than the period mean minus one standard error ($m-s$) were scored as "1"; those exceeding the mean plus one standard error ($m+s$) were scored as "3"; and the remainder, grouped about the mean, were scored "2". For brood size and % first-winter the means of the whole run of years were used. Nearly all the populations concerned increased substantially during the period 1950–1980. In those cases where there were clear trends throughout the period the deviations from the expected population size were used. Where the fluctuations were irregular 5- or 10-year mean population sizes were used to score the year-to-year changes. A complete data set for any population results in an integer score ranging from 3 to 9. Where one of the pieces of information is missing for an entire run (e.g., brood sizes for Atlantic Brent Geese), no entry has been made so that the score could not exceed 6. Occasional missing values have been dealt with by inserting a score of 2. For those early years in which few populations were being monitored, no index number was inserted unless at least three statistics derived from 3 populations, in at least 2 regions, were available.

The annual indices from all available data (total success index or TSI) are displayed in Figure 1. There were no significant regional trends extending over the entire period. The TSI show a significant decrease, its correlation with years yielding $R = -0.421$ ($0.02 > p > 0.01$). The mean annual decrement (-0.01) is much less than most of the year-to-year changes. The most important characteristic of the TSI series is that there are no long runs of high or low scores. The wide fluctuations are somewhat surprising given that the method of rating ensures that about 2/3 of the scores for each elements will be "2".

The second indicator shown in Figure 1 is the ratio parents/geese in adult plumage (P/A), *Lynch*'s "field productivity" (*Lynch and Singleton*, 1964). This is obtained from the proportion of the first-winter geese observed (j)

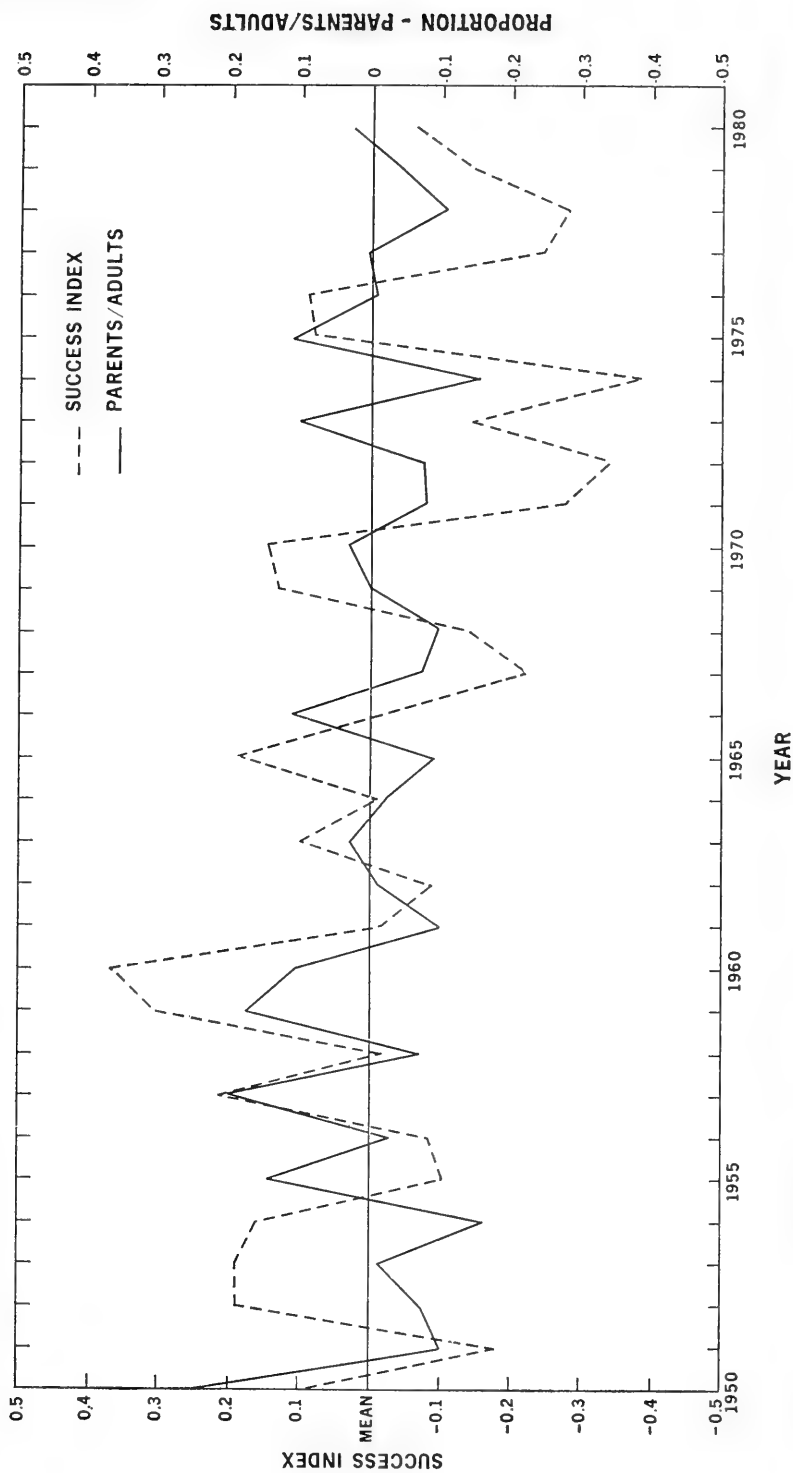


Figure XXIX/1: Variations in annual indices of goose population success and on the parent/adult ratio, derived from field observations in fall and winter, 1950 - 1980

and from the mean brood size (\bar{b}), on the assumption that all the broods were accompanied by two adults:

$$P/A = 2/\bar{b} \times J/(1-J)$$

Many of the geese in "adult plumage" may be pre-breeders in their second or third winter. It would be preferable to obtain estimates of "true productivity" by subtracting pre-breeders from the adult sample. As that can rarely be done in the field, the only way to remove them would be by making some estimate of the survival of geese in their first and second years relative to the survival of truly adult geese. As estimates from recoveries of banded Lesser Snow Geese of known age have shown, there may be wide variation from year to year in the apparent survival rate of different age cohorts, so that even from Lesser Snow Geese it would be unwise to apply correction factors to the observed age ratios to reflect changes in survival with age. (What seems most often to be the case is that losses in the first winter tend to be high in comparison with adult losses, while pre-breeders may suffer relatively few losses, as they escape the special hazards of innocence and parenthood.)

The parent/adult ratio has varied less widely than the TSI while sharing with it the lack of any long runs on either side of the mean. Though they are derived from the same data, the two indices are differently weighted. The TSI incorporates information on population size.

Figure 2 illustrates differences in the TSI amongst different populations of White-fronted and Lesser Snow Geese. Its confused appearance reflects the extent of variability, as well as the lack of sustained trends. The Snow Goose plots suggest that the fortunes of Greater Snow Geese and of the eastern populations of Lesser Snow Geese have usually fluctuated in parallel, while the Lesser Snow Geese of the Pacific coast have sometimes followed a path of their own. This difference is not surprising, the breeding ranges of the Greater Snows and eastern Lesser Snows now being contiguous, even perhaps now overlapping around the northern shores of Foxe Basin, and are well separated from the Pacific population of Lesser Snow Geese at all times of the year. The most notable feature of the White-fronted Goose diagram is the very low output of the Greenland race, *A. albifrons flavirostris*.

Arctic temperature in spring and summer

Figure 3 illustrates how the mean seasonal temperatures of the Arctic (defined as the whole land area from 65°N to 85°N) have varied since 1950. "Spring" includes March, April and May; "summer" June, July and August. The summer values show little variability.

The very wide fluctuations shown by the spring estimates from 1950 to 1955, from 1962 to 1968 tend to obscure a difference in the summer temperatures that may have been more important to geese. From 1950 to 1963 all the summer temperatures were above the mean for 1950–1980. For 6 of the next 7 years the temperatures were below the mean. From 1970 to 1980 no long runs occurred. Summer warmth is known to have important effects on nesting and brood-rearing of geese as well as on the growth and quality of their food plants. From Figure 3 it might therefore be expected that Arctic-nesting geese should have done better in the 1950s than in the

Figure 2 Annual indices of the breeding success of different populations of Snow Geese and White-fronted Geese, 1950-1980.

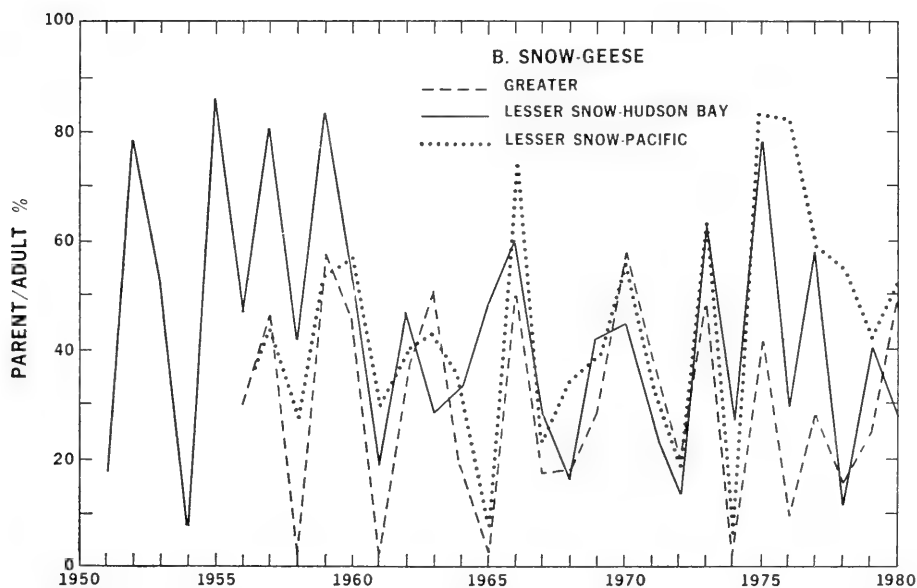
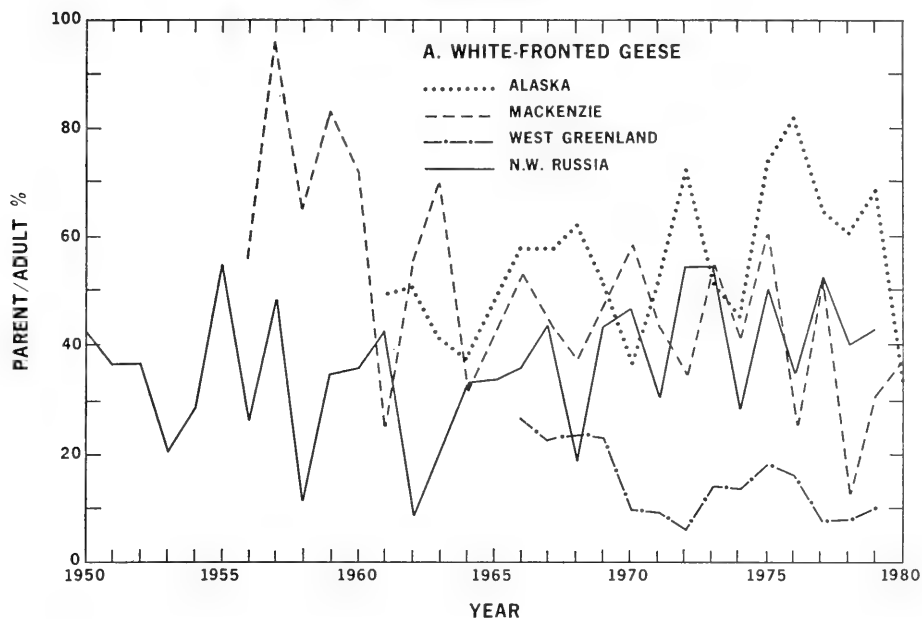


Figure XXIX/2: Annual indices of the breeding success of different populations of Snow Geese and White-fronted Geese 1950 – 1980.

1960s, with their performance in the 1970s being intermediate. The variation in goose success illustrated in Figure 1 conforms in a general way with the appearance of Figure 3, except in the 1970s. There were very poor conditions for goose nesting in the eastern Canadian Arctic in 1972, 1974 and 1978 which greatly affected the performance of several of the populations used in compiling the TSI.

Winter and spring temperature anomalies in the Northern Hemisphere

As no geese spend the entire year north of 65°, it is necessary to look at conditions in their winter quarters. This is being done for several specific populations in Europe and North America. Here I ignore those studies and again look at composite figures for all Arctic-nesting geese, this time in relation to the temperature of the whole Northern Hemisphere (*Jones and Wigley, 1980*). Here "winter" is defined as December, January and February (dated "1970" for the winter of December 1969 to February 1970), to be followed by "spring" (March, April, May). Using spring data for both the Arctic and the Northern Hemisphere may seem to give too much weight to happenings at that season. Yet it is likely to be crucial to the annual cycle. The ability of geese to lay down reserves to carry them through nesting, as well as their northward migration, may be decisive for the success of individuals and of populations of geese, to the extent that gains and failures are attributable to the effects of temperature. In North America, 1981 was a poor year for goose production. First, those geese staging in the prairies in April and early May encountered severe drought. Then snow cover persisted in many northern nesting areas until nearly the middle of June. In east Greenland, Spitzbergen and Iceland the summer of 1981 was also late and cool. Thus, the resumption of rapid growth in goose numbers seems unlikely to be evident before the late summer of 1982.

The winter and spring anomalies for the Northern Hemisphere illustrated in Figure 4 are remarkable from a North American point of view, because the severity of winters in eastern North America in the late 1970s is not reflected in the hemispheric means. The period from 1963 to 1972 appears as relatively cool at both seasons. As with the Arctic summer temperatures these goose figures yield no statistically significant correlations between the series in their entirety. That is not at all surprising given the heterogeneity of the data, even though, for circumscribed areas and populations, quite strong correlations have been found.

An instructive way to look at possible relationships over the 31-year period between levels of breeding success and temperature varieties in the Arctic and north temperate zones is illustrated in Figure 5 in which the goose data and the temperature data are each condensed into single annual figures, with only anomalies of $> \pm 1$ s.e. plotted and summed, so that the largest possible score would be ± 4 . Two features are of interest. First, despite the lack of one-to-one correlations, nearly all the positive scores for goose success and warm temperatures occurred in the first half of the period, with the negative scores similarly concentrated in the second half.

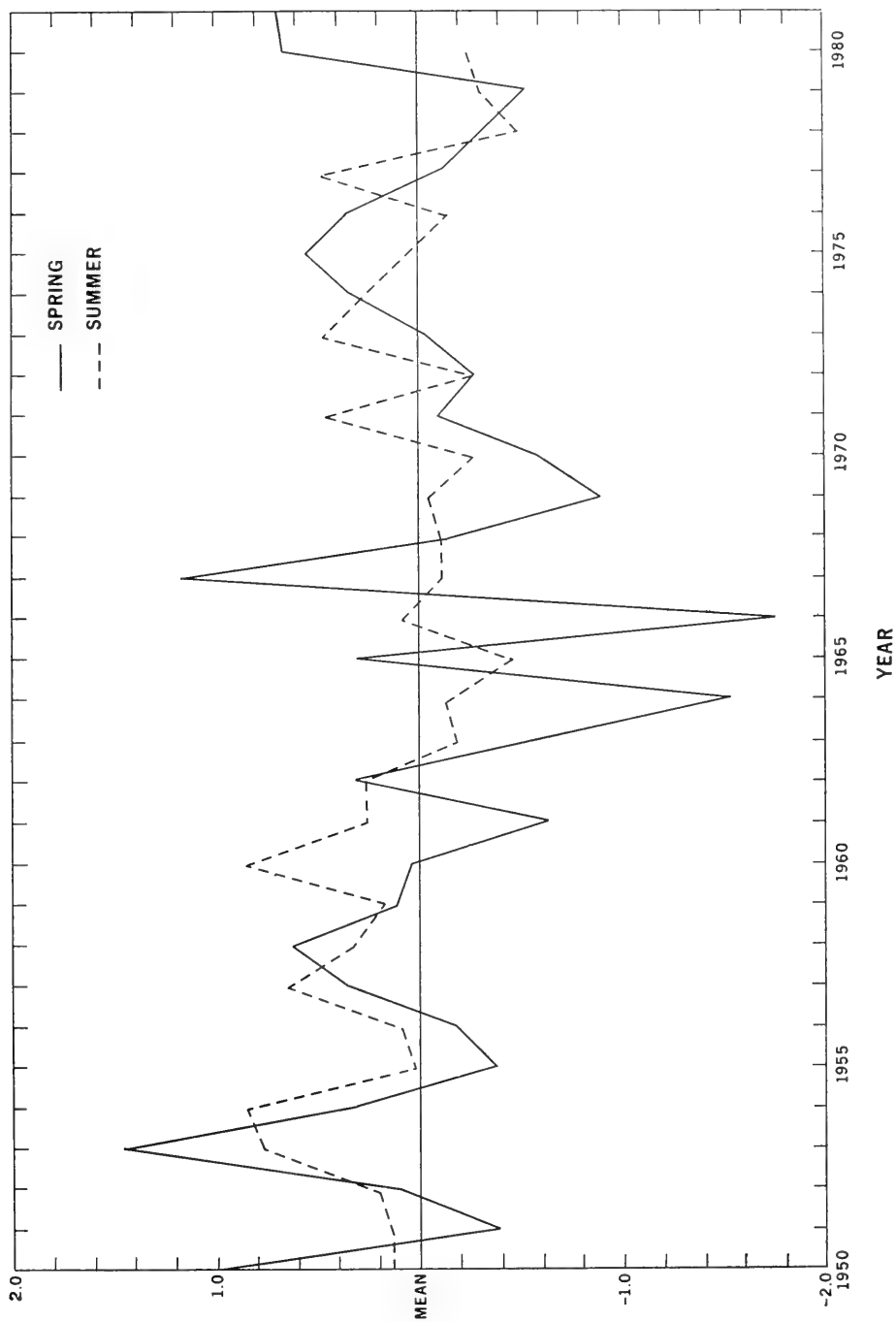


Figure XXIX/3: Arctic temperature anomalies in spring and summer 1950 – 1980.

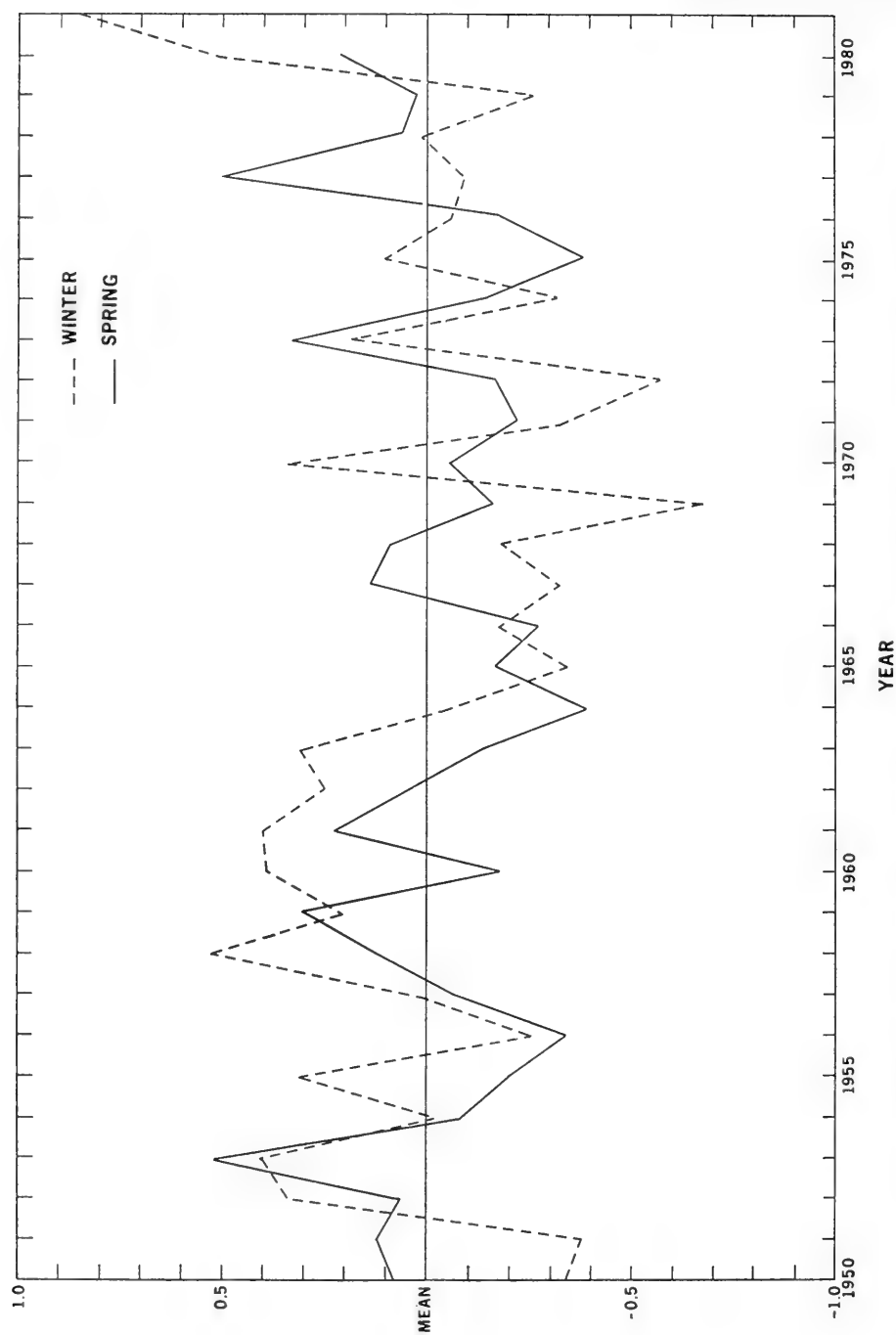


Figure XXIX/4: Northern Hemisphere temperature anomalies in winter and spring 1950 – 1981.

Figure 5 Anomalous values of goose success index and of pre-breeding temperatures in the Arctic, 1950-1980.

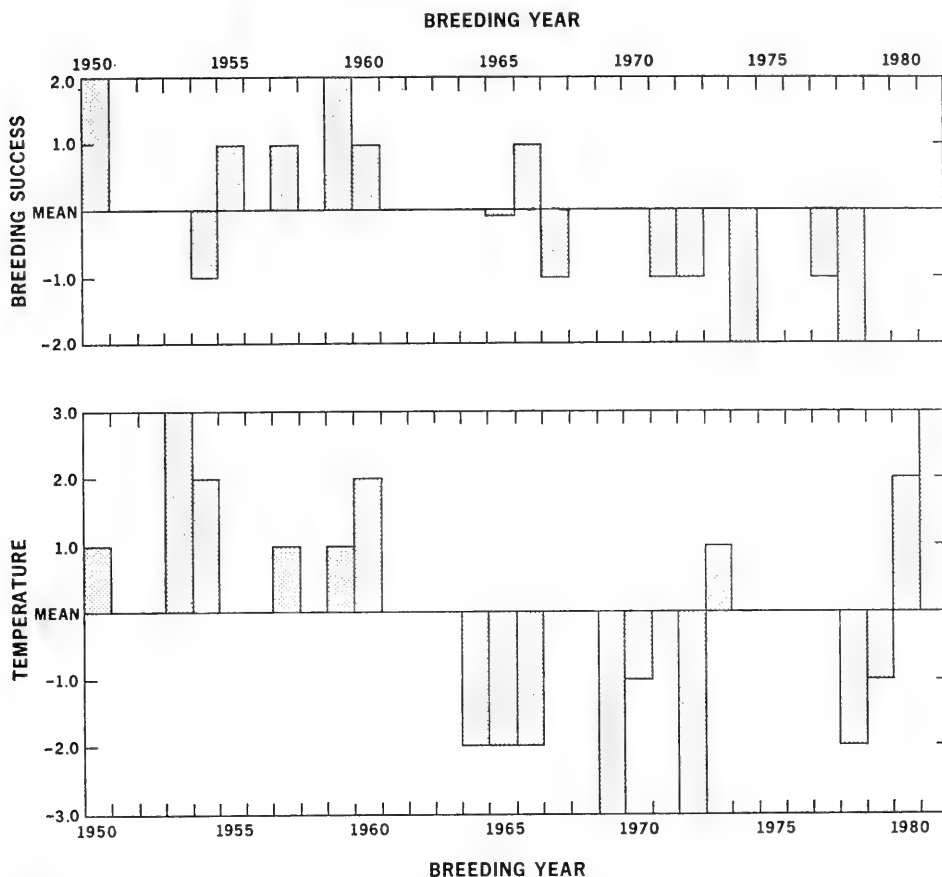


Figure XXIX/5: Anomalous of goose success index and of pre-breeding temperatures in the Arctic, 1950 – 1980.

Second, 1980 was a mild year and the winter of 1980 – 81 was the warmest in the 100 years of Northern Hemisphere records assembled by *Jones and Wigley* (1980). This suggests that there could now be a recrudescence of growth in the numbers and successes of Arctic-nesting geese.

Conclusion

It makes some sense to look at Arctic nesting as a whole, in addition to studying populations one by one. There have been no persistent trends in spring and summer temperatures in the Arctic. Temperatures in summer have varied much less than temperatures in autumn, winter and spring. This

may help to explain why there has been poor year-by-year correspondence between northern temperature anomalies and fluctuations in breeding success in the last 30 years. Most populations of geese have increased substantially since 1950, though much more rapidly between 1950 and 1965 than from 1965 to 1980. The reduced rate of increase may well have been due in part to relatively cool northern springs and summers and to cool winters further south in 8 of the 16 years ending in 1979. Whether warm winters in 1979–80 and, especially, in 1980–81 will be followed by renewed increases in the rates of gain during the 1980s we shall soon see.

It is discouraging to realize that the greater the extent to which changes in goose populations can be attributed to the effect of temperature and other elements of climate, the less likely it is that we can make useful long-term forecasts about the prospects of our feathered friends. This should not inhibit further efforts to find out the roles played by weather. Temperature data are not necessarily the most informative and many more investigations are needed, at several different levels of aggregation, from site-specific to continental.

Acknowledgements

Many biologists in at least 9 countries made the observations drawn upon here, though unfortunately few of them have published the results of their exertions. Amongst them I am especially indebted to *J. J. Lynch* and to *M. A. Ogilvie*.

I am indebted to *Dr. P. D. Jones*, Climatic Research Unit, University of East Anglia, Norwich, England, for supplying me with a series of Arctic summer temperatures prior to publication.

Author's address:
H. Boyd
Environment Canada
Canadian Wildlife Serv.
Place Vincent Massey
OTTAWA, K 1 A 0E 7
Canada

References

- Boyd, H., Smith, G. E. J. and Cooch, F. G. (1981):* The Lesser Snow Geese (*Anser c. caerulescens*) of the eastern Canadian Arctic: their studies in 1964–1979 and their management in 1981–1990. CWS Occ. Paper 45: 00–000.
- Cooke, F., Abraham, K. F., Davies, J. C., Findlay, C. S., Healey, R. F., Sadura, A. and Sequin, R. J. (1981):* The La Pérouse Bay Snow Goose Project. A 13-year Report. Mimeo., Kingston, Ontario. 156 pp.
- Jones, P., Wigley, T. M. L. (1980a):* Northern Hemisphere Temperatures, 1881–1979. *Climate Monitor* 9 (2): 43–47.
- 1980b. Northern Hemisphere Summer Temperatures, 1881–1980. *Climate Monitor* 9 (3): 86–87.
- 1980c. Northern Hemisphere Autumn Temperatures, 1881–1980. *Climate Monitor* 9 (4): 109–111.
- 1980d. Northern Hemisphere Winter and Spring Temperatures, 1881–1980. *Climate Monitor* 9 (5): 147–149.

- Kelly, P. M. and Jones, P. D. (1981): Winter Temperatures in the Arctic, 1881 – 1981. *Climate Monitor* 10 (1): 9 – 10.
- 1981b. Spring Temperatures in the Arctic, 1881 – 1981. *Climate Monitor* 10 (2): 40 – 41.
- Lebre, T. (1948): Are group size counts of wild geese and index of productivity? *Ardea* 36: 198 – 200.
- Lynch, J. J. and Singleton, J. R. (1964): Winter appraisals of annual productivity in geese and other water birds. *Ann. Report Wildfowl Trust* 15: 114 – 126.
- Ogilvie, M. A. (1978): *Wild Geese*. Poyser, Berkhamsted, England. 377 pp.

XXX. THE MANAGEMENT OF A PROTECTED SPECIES *BRANTA B. BERNICLA* IN RELATION TO THE POPULATION SIZE, HABITAT LOSS AND FIELD FEEDING HABIT

A. K. M. St. Joseph

Introduction

The increasing number of geese of many species wintering in Europe makes it useful to examine the management of one subspecies which requires no further increase in numbers nor spread in distribution to assure its survival. In this context, management means a more finely tuned reaction to changes in a goose population than imposing complete or near complete protection. Such protection was the major theme of the recommendations set out in *Smart* (1979) for *Branta b. bernicla*. However, the following three examples perhaps suggest that we need to look beyond some of these recommendations to define a more practical set of management principles.

Wadden Sea

In recent years, the reclamation of coastal habitat in the Wadden Sea of the Federal Republic of Germany has been a matter of great concern (*Prokosch and St. Joseph*, 1976; and *Prokosch*, 1977). Approximately 15 000 *B. b. bernicla* are likely to be displaced from the coastal saltmarsh and this will inevitably increase the goose grazing pressure on the offshore islands (Halligen) where the farmers will certainly consider the birds surplus to their requirements and are already applying for permission to shoot the geese in spring (*P. Prokosch*, pers. comm.).

While appreciating the farmers' predicament, it is hardly good conservation to reclaim the semi-natural saltmarsh and then subject the displaced geese to spring hunting because they move into conflict with agriculture. If the island farmers are successful in scaring by shooting, then feeding on arable crops inside the seawall might follow. The damage from that would clearly be the outcome of a failure to integrate the geese into the system of land management in an area whose nature conservation value is both identified and widely recognised.

South and east England

Along the coasts of south and east England up to 40 000 *B. b. bernicla* have fed inland on arable crops and pasture, and yield reductions due to the geese have occurred. Damage prevention is time consuming and exasperating, and farmers do not see why they should bear the cost of what everyone else sees as a desirable increase in numbers. They too would like to shoot *B. bernicla* to stop them feeding on their land, but all that will do is move the flock to a neighbour's field.

EUROPEAN COUNTS OF DARK-BELLIED BRENT GEESE 1957-1982.
(N. B. pre 1930 population total was probably above 100,000.)

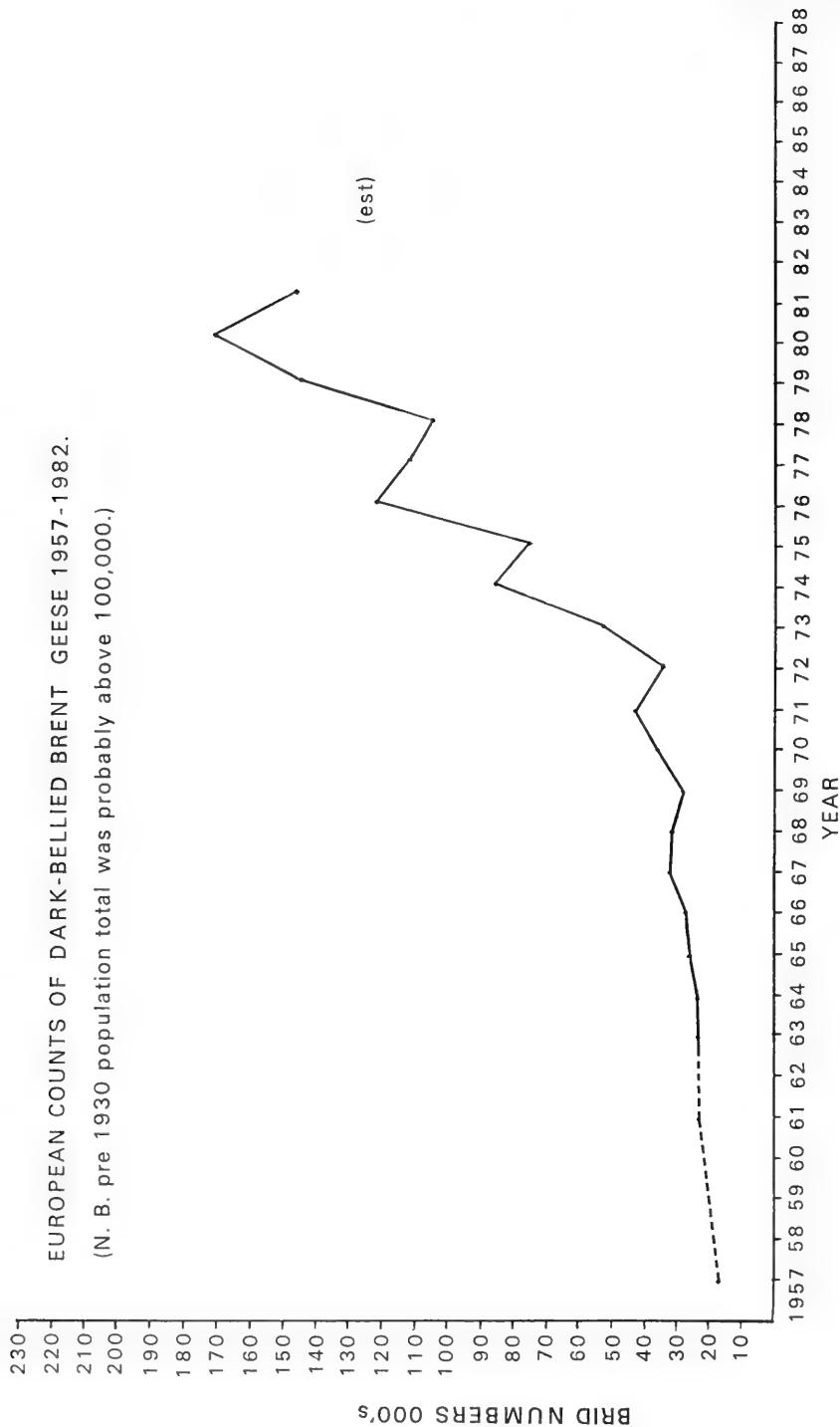


Figure XXX/1: The management of a protected species

Hunting

Considering the increasing number of birds in this population (Fig. 1) and assuming that the decline due to the breeding failures of 1980 and 1981 are not part of a continuing downward trend, could not more hunting be allowed in addition to the present short season in the Federal Republic of Germany? Other goose populations of comparable size are widely hunted. However they are less prone to the dramatic fluctuations in numbers found in all the *B. bernicla* subspecies.

Conclusions

In the Federal Republic of Germany it appears wrong to introduce spring shooting because of pressures brought about by habitat loss. In England shooting for scaring will not, by itself, reduce the incidence of inland feeding on arable crops. There is insufficient control of hunting, bearing in mind that the recovery in numbers is very recent and breeding success so varied, to make it possible to monitor a re-opened season.

Need for international management

The present lack of a management system appears to be due to our inability to agree on and implement a European strategy, not to failure to assess the right course of action. So unless we plan carefully we could see the population continue to increase because no course of action other than near complete protection can be agreed. This is doubly curious to farmers because most birdwatchers appear to them to be more interested in a bird the rarer it is.

How can we use the different national situations of land and conservation management to build an overall plan? Only by having the simplest international agreement on which each nation can build a policy based on its own laws and relating to its particular situation. As far as *B. b. bernicla* is concerned, such a policy need have just four clauses relating to population size, habitat loss, agricultural damage and hunting pressure.

Firstly, there is population size. There appears to be no satisfactory basis for deciding how many geese we "need" to assure the population's survival, let alone how many we would like to see around the coasts of West Europe. What is certain is that the former number would almost certainly be considerably less than the latter and both figures would be extremely artificial.

Since management would be by control of human pressure on the goose population, there is no point in having more than the simplest statement about the acceptable number of geese.

The population level will always fluctuate widely. On one summer (1975) numbers increased by about 45 000 birds (*Ogilvie and St. Joseph, 1976*). The holding capacity of the natural feeding area is also important (*Rogers, 1977*) because until it is reached there seems to be no need to do other than leave the population alone. Surveys in a number of countries (*Schwarz and Rüger, 1979; Pfeiffer, 1979; and St. Joseph, 1979*) show that inland feeding on farmland occurs significantly in two out of the five main wintering countries at an overall population level of 100 000 birds.

This population should be recognized as the one to be maintained and it should be accepted that above it management other than complete protection is needed because of the problem created by local inland feeding flocks.

Secondly there is the reclamation of semi-natural habitat. Pressures of land use are very great in West Europe. The opposition to the reclamation plans in the Wadden Sea has helped reduce the size of the planned schemes but they will still be carried out. Farming on the halligs is subsidised at a higher level than on the mainland in Federal Republic of Germany because, although it is less economic, it is considered right and proper to maintain the island communities. Actual agricultural production is therefore of less importance and if wild geese can be included among the natural but manageable hazards of hallig farming (EEC Council Directive 75/268/EEC) there is only need for an administrative agreement within the appropriate department of agriculture. This may not be easy, as the idea may appear too vulnerable to wide exploitation for nature conservation.

Thus instead of outright opposition to the reclamation of semi-natural habitats, a quid pro quo solution should permit the geese to use offshore islands to a greater extent by helping subsidize the farmers.

Thirdly there is the possibility of agricultural damage. Inland feeding has been the main focus for discussion of *B. b. bernicla* management in England. Four separate damage prevention systems have been proposed.

Culling would be technically feasible, with the aim to catch and dispose of up to 12 000 geese in a single winter. However politically unrealistic this might seem, the real drawback is cost. A full-time, all-weather catching team could cost more than £20 000 a year and there are better and cheaper ways of managing a goose problem.

The development of a system of refuges on which the geese should be held (Owen, 1979) is possible. Again the main objection is cost which would probably exceed any likely level of crop damage. Big refuges are also known to exacerbate problems in the surrounding farmland by attracting more geese than there were before.

Reliance on shooting and other scaring techniques depends on the farmer's ability to maintain scaring pressure. However, the geese simply move to another farm. Eventually, the result is that the flocks extend their range, requiring more farms to develop a scaring programme or face economic loss. Such a programme might fragment the flocks and so spread their impact, but experience suggests this is only so when shooting pressure is very high.

The development of alternative feeding sites could be accompanied by licensed shooting over vulnerable crops. The flocks then have somewhere within their home range to be scared to, such as permanent pasture along the coast. Because such fields are widely scattered and small, there is not the same risk of encouraging recruitment as with the larger refuges. Costs too are low, such fields can be incorporated into an existing farm system by application of fertiliser in the autumn and giving up winter stocking. Alternatively they may be paid for by a variety of organisations. Thus the Chichester Harbour Authority arranged payment for mowing grass on a redundant coastal airfield (Thorney Island) to improve the sward. In another case the provision of grazed saltmarsh has been linked with the need to sheep-graze the coastal seawalls to make them more resistant to wave damage.

Because in these ways one can give a proportion of the geese somewhere to

go, it is reasonable to put the onus of scaring onto the farmer coupled with shooting under licence. This dual approach of improved scaring and alternative feeding sites are not to be eaten out too soon.

Elsewhere, a return to hunting would involve protracted legal negotiation through the EEC. But in any case it is reasonable to state that *B. b. bernicla* should only be hunted in a country which can adjust season length and bag limit each season and publish adequate kill statistics. The two countries where most *B. b. bernicla* winter (UK and France) have yet to prove that they can do this.

Summary

1. It is reasonable to accept a population level fluctuating around 100 000. This number can be sustained on the natural coastal habitat in the areas where they winter.

2. The protection of natural coastal habitats is of the utmost importance and any geese displaced by development should be included in the agricultural support system if they move onto farm land.

3. Crop losses should be minimised by providing alternative feeding sites, the onus of effective scaring being placed on the farming community with licensed shooting.

4. Hunting can take place at a higher population level (say 150 000) but only in those countries where season length and bag limit can be annually varied to match productivity and where there is no impact on other species. It should not be allowed to reduce the population below 100 000 birds.

The research on which this paper is based has been funded by the Ministry of Agriculture with additional assistance from the Conder Trust and the National Farmers Union. I am grateful to M. Owen and H. Boyd for stimulating some of these items and to G.V.T. Matthews for comments on an early draft.

Author's address:
60 Searle Street
Cambridge
England

References

- Ogilvie, M. A. and A. K. M. St. Joseph (1976): Dark-Bellied Brent Geese in Britain and Europe 1955–76. *British Birds* 69: 422–439.
- Owen, M. (1979): The role of refuges in wildfowl management Proc. Bird Problems in Agriculture. BCPC Publications
- Prokosch, P. (1977): Reclamation of the feeding habitat of *B. b. bernicla*. Procs. First Tech. Meeting on West Pal. Migr. Bird Mgmt, Paris. IWRB, Slimbridge
- Prokosch, P. and A. K. M. St. Joseph (1976): On the situation of *B. b. bernicla* in the North Frisian Wadden Sea. *Der Dtsch. Sekt. Int. Rat. Vogelschutz* 16: 61–68.
- Pfeiffer, J. W. G. (1977): Problems with *B. b. bernicla* in the Netherlands. Procs. First Tech. Meeting on West Pal. Mig. Bird Mgmt, Paris. IWRB, Slimbridge
- Rogers, J. (1977): *B. b. bernicla* in the USA—a management review. Procs. First Tech. Meeting on West Pal. Migr. Bird Mgmt, Paris. IWRB, Slimbridge
- Schwarz, R. and A. Rüger (1979): Conflicts with agriculture in Schleswig-Holstein. Procs. First Tech. Meeting on West Pal. Migr. Bird Mgmt, Paris. IWRB, Slimbridge

- St. Joseph, A. K. M. (1979):* The development of inland feeding by *B. b. bernicla* in Southeastern England. Procs. First Tech. Meeting on West Pal. Migr. Bird Mgmt, Paris. IWRB, Slimbridge
- St. Joseph, A. K. M. (1982):* The status of *Branta bernicla*. Aquila
- Smart, M. (ed) (1979):* Recommendations of the 1st Technical Meeting on West Palearctic Migratory Bird Management. Procs. First Tech. Meeting on West Pal. Migr. Bird Mgmt, Paris. IWRB, Slimbridge

XXXI. WILD GEESSE AND MAN IN THE NETHERLANDS; RECENT DEVELOPMENTS

T. Lebreton

Introduction

In the Netherlands 14 million people live in an area of about 32 500 km² and open spaces are getting rare due to town extension, industrial and harbour developments, refuse dumps and recreational use of land and water. Some 250 000 wild geese which visit our country need these open spaces and therefore they are losing ground. Their haunts need careful management. Various factors, however, are adverse to optimal management. Some of these factors will be mentioned below.

Reallotment schemes

Geese prefer large scale open spaces with little disturbance. Reallotment schemes (redistribution of land) lead to road building and new farms; both causing more disturbance. Moreover, egalization of the land leads to loss of variety in the vegetation and to loss of puddles. In those cases where the area to be reallotted harbours great numbers of geese, nature protection is allowed a certain proportion of the land as a sanctuary. As a rule, this proportion has insufficient carrying capacity for the original number of geese so that some of them have to leave the area and to find other feeding areas. These are as a rule more intensively farmed areas nearby, where the geese are not welcome, so that problems may arise.

Moreover, the contrast between the small and oppressed goose sanctuary and the over fertilized arable land surrounding it, induces the geese to make regular visits to the latter type of area. This leads to damage claims from the farmers. In the last five years damage up to one and a half million guilders has been paid in compensation.

— The full effect of the reallotting on the geese may be visible only after eight to ten years.

Management of reserves

Of course management depends on the origin of the pasture (old/recent, "natural"/man-made, short-billed/large-billed geese). Recently the general shortage of "natural" areas has led to a call for "multiple purpose reserves" among conservationists:

— There is an alarming decrease in breeding areas for some waders especially *Philomachus pugnax*, *Gallinago gallinago* and also *Tringa totanus*, caused by deeper drainage and (over) fertilization of pasture. As these waders prefer

low-lying, rather poor and wet meadows, and a number of goose reserves suit breeding waders, it seems obvious to keep these areas poor and wet. But this of course decreases the carrying capacity for wild geese.

— A similar effect is caused by the tendency to protect rare plant communities restricted to wet and poor meadows. The bigger the area, the greater the variety of rare plant species. Hence a division between smaller areas for rare vegetation types and greater ones for the geese cannot solve this problem.

— Recently closed estuaries give special problems. Reserves on low-lying sand bars in these areas present the same dilemma: excellent breeding conditions for breeding waders including *Recurvirostra avosetta* and terns, and good habitats for rare plant communities. The former tidal pastures were "fertilized" by the tide. In such cases fertilization with some 100 kg/N/ha would be acceptable (Fabritius, 1979).

Damage

Most farmers agree that winter grazing of wheat and barley by wild geese does not cause damage. This has been proved to be true by van Dobben (1953), Markgren (1963) and Kear (1970) among others. Early grazing by the first *Anser brachyrhynchus* to arrive and spring grazing by *Anser anser* and *Branta bernicla*, however, is a source of damage.

A. brachyrhynchus arrives in the province of Friesland in October and most of the pastures are still grazed by cattle or harvested for silage by that time. Wildfowlers are not eager to shoot at the freshly arrived *A. brachyrhynchus* and prefer to keep them in their area rather than disturbing them which might cause their departure and spoil future shooting. The species is protected in the Netherlands though shooters say they cannot distinguish them in the field under shooting conditions.

A. anser breed in the Netherlands (both wild and feral birds) totalling some 200 to 250 pairs. There is also a wing moulting population of some 7000 birds in one reserve. The presence of *A. anser* during summer may lead to some complaints. In the province of Zeeland 8677 guilders were paid out in compensation in 1978, 480 in 1979 and 2580 in 1980. *A. anser* will be reduced here to three pairs at one site.

B. bernicla departs at the end of May. Moreover, they have developed a taste for grazing on inland grain fields. On the Isle of Texel the government has bought a farm of 110 ha where the geese are concentrated by scaring them from other fields. One man is employed as a full time scarer and moreover there is one special licence for a wildfowler to disturb *B. bernicla* by shooting.

An experiment on the Texel model will be carried out on a property of 1500 ha in the province of Zeeland.

Resowing of meadows

A recent habit, especially in the province of Friesland, is the frequent resowing of meadows. Each year some 7% is resown in an area of some 100 000 ha (Friese Maatschappij van Landbouw in litt 30 March 1981). The cost is about 1150 guilders per ha. The reason for resowing is that an earlier crop can

be harvested and that cattle density may rise from 1 to 3 head per ha. Geese are said to have some preference for freshly resown meadows which is conceivable, as pioneer vegetation was their original food.

An average of 245 guilders per ha has been paid in compensation in this type of meadow in Friesland (report of Friesland Game Damage Committee) in 1977.

Unequal ripening of grain

An alleged source of damage to grain by geese is unequal ripening of grain (Ned. Jager 26 March 80). It is claimed that unequal ripening is due to grazing by geese. However, unequal ripening may occur on practically any grain field, independently of the presence of geese according to three farmers in the province of Zeeland and the Agricultural University at Wageningen. Among the farmers is the director of the above-mentioned property of 1500 ha, which is visited by thousands of *Anser fabalis* every winter without damage of any kind being caused.

Unequal ripening may be due to:

- lower soil temperature caused by unequal humidity;
- unequal sowing and fertilization at the point where the tractor turns, by overlap, unequal soil level or wind effect;
- unequal soil density in the tracks or turning points.

The author is not taking position pro or anti-shooting here, but he strongly opposes this kind of finding as a "justification" of shooting.

Author's address:
T. Lebrecht
7 Populierenlaan
Middelburg
Netherlands



XXXII. GOOSE SHOOTING AND PREVENTION OF DAMAGE

G. den Uil—T. Lebreton—J. Philippona

Daily observations of goose shooting were made in an area of about 6000 ha of pastureland in the province of Zuid-Holland in the Netherlands. Goose shooting is allowed from 1 September to 31 January, but only from 30 minutes before sunrise to 1000 hrs. There were 14 hides in the area with 4 to 40 live decoys. During 40 shooting days between 15 December 1980 and 31 January 1981 observations were made near one third of the hides in rotation, from 830–1000 hrs. Occupation was 60% with an average of 3.3 shooters per occupied hide. 369 shooters were counted. During 30 hours of observation, 80 geese were observed to be shot, which is $80 : 30 = 2.67$ geese per hour. The length of the season is 40 days, which, at 1.5 hours per day, gives 60 hours. Hence per season per occupied hide $60 \times 2.67 = 160.2$ geese were shot on the average. As 60% of the 14 hides (8.4 hides) were occupied on average, the total annual bag of all occupied hides may have been $8.4 \times 160.2 =$ some 1344 geese. 274 more geese appeared wounded but continued flying. The average number of geese in the study area was 4200 of which 90% were *Anser albifrons* and 10% *A. fabalis*.

The geese in this area came from 3 roosts. In two other areas visited by geese from the same roosts 11 and 19 hides were seen.

Shooting as practised in this area of 6000 ha causes a lot of disturbance and a considerable proportion of the geese which might feed in the area are forced to feed elsewhere, with a high chance of using arable land. In the study area (pastures) the farmers are unanimous that the geese do not cause damage. On arable land there may be complaints and compensation payments. The conclusion is therefore that goose shooting, as practised in the study area, is leading to damage elsewhere rather than preventing damage and hence could better be stopped or at least greatly reduced.

The study focusses attention on the fact that goose shooting is generally practised with no positive relation to damage prevention and even adversely affects prevention by disturbing the geese where they cause no damage. A "Note on Goose Shooting" by the KNJV (Royal Netherlands Hunting Association) pleads for goose shooting to continue according to the general practice (morning flight shooting up to 1000 hours), be it with much self restraint and not on feeding grounds unless necessary for the prevention of damage. However, the latter advice is hardly respected anywhere.

Lebreton & Philippona (in prep.) feel that if goose shooting is of any positive value for damage prevention, the general practice should be changed fundamentally as follows:

Rule 1. No shooting at geese at localities where they feed without causing damage.

Rule 2. Development of disturbing shooting tactics for places where damage by geese occurs.

Rule 2 has several implications:

- there should be an authority judging where damage occurs;
- there should be an organisation which could act with the requisite speed;
- disturbing shooting practices should be developed (see Appendix).

Generally speaking goose shooting cannot be a leisure sport where the initiative is on the side of the wildfowler. It should be an activity integrated in agriculture.

Of course, there should be a guarantee that fake "damage" is not used to evade Rule 1. Such and other possibilities of abuse are built into the proposed changes. On the other hand, present practices are far from satisfactory. The amounts of public money involved in indemnification of farmers are soaring (vide Table 1.). Their increase is not proportional with the increase in the number of geese but with changes in policy and with an increasing tendency for farmers to claim indemnification. A different approach to the damage problem is therefore urgently required.

A minor complication is that those wildfowlers who used to shoot in non damage areas might feel dispossessed by Rule 1. A transitional period of some 5 years in which the open season is shortened by 10 days per annum might mitigate this "loss" and give them time to integrate into damage prevention practices.

The possibilities of abuse might be reasonably small if state nature protection officials took part in the activities of the network judging whether certain fields were suffering damage. Another important factor might be the maintenance of goose feeding areas (especially by fertilizing), to distract the geese from crops susceptible to damage.

Table XXXII/1.

Sums (in guilders) paid for goose damage compensation in the Netherlands (data from the "Jachtfonds")

1955	—	1964	—	1972	5 063.—
1956	12 154.—	1965	—	1973	4 200.—
1957	676.—	1966	—	1974	6 220.—
1958	45.—	1967	277.—	1975	108 233.—
1959	—	1968	—	1976	350 200.—
1960	—	1969	—	1977	411 700.—
1961	—	1970	8 080.—	1978	218 637.—
1962	2 225.—	1971	7 125.—	1979	548 178.—
1963	—				

Appendix

Damage prevention teams may work as follows (adapted from Owen & Thomas 1975): Today's practice is to shoot at small units of geese as they come in on morning flight, so as to cause minimal disturbance, to have a maximum bag and an optimum chance of returning a second time. The proposed practice is to surround the field by shooters in hides. When the geese are coming in, shooting should not start until after the end of the flight, so that a maximum number of geese learns that the field is unsafe. A follow-up might consist of placing hides in the centre of the field, incidental shooting and of using bangers. Unemployed nature protection minded juveniles may be willing to do extra scaring work.

The proposed shooting system will lead to smaller bags and a relatively high use of cartridges. The costs of the latter might be subsidized by the farmers' organisations and/or public money. Anyway the proposed system should save a considerable amount of public funds and is therefore preferable.

Compensation was paid for the first time after the severe winter of 1956, but no compensation was paid after that of 1963. There appear to be two major changes in payment policy: 1970 was the beginning of a series of five years of payments between 4000 and 8000 guilders. Another change came in 1975 when the threshold of 100 000 guilders was passed. The severe winter of 1978/79 is remarkable with over 500 000 guilders. No correction for inflation has been applied in these figures.

The only goose species which may have affected the amount paid in compensation by an increase in numbers is *Branta bernicla*. However, the special *B. bernicla* farm on the Isle of Texel will pay off in the years to come.

Author's address:
G. den Uil
J. Philippona
Kasteel Broekhuizen
Post Bus 46
3956 ZR Leersum
Netherlands

T. Lebret
Populierenlaan 7.
4334 CE Middelburg
Netherlands

References

- Owen, M. – Thomas, G. (1975): Wildfowl and agriculture. – Advice on Wildfowl damage and how prevent it RSPB-Wildfowl Trust.

XXXIII. THE "NIEDERRHEIN" (LOWER RHINE) AREA (NORTH RHINE WESTPHALIA, FEDERAL REPUBLIC OF GERMANY), A GOOSE WINTERING AREA OF INCREASING IMPORTANCE IN THE DUTCH-GERMAN BORDER REGION

J. H. Mooij

Introduction

For many years the German "Niederrhein" (Lower Rhine) has been visited every winter for a shorter or longer period by wild geese (*Hartert*, 1887, *Le Roi*, 1906 and *Le Roi & Geyr von Schweppenburg*, 1912). Although reliable numbers are not known, it is certain there were only a few compared with today's numbers.

Description of the area

The wintering area for geese is situated on both sides of the River Rhine, between the Dutch town of Nijmegen and the capital of the Federal Republic of Germany, Bonn. The main part, where more than 99% of the geese winter, lies between Nijmegen and the German industrial city of Duisburg, along some 90 km of the Rhine, mainly of German territory in the federal state of North Rhine Westphalia (Fig. 1).

The goose feeding places are in the immediate neighbourhood of the Rhine, partly on the regularly flooded, grassy banks of the river ($\pm 15\%$), partly beyond the highwater dikes. They feed mainly ($\pm 86\%$) on grass fields (Fig. 2), and sleep on the banks of the Rhine and its old branches (Fig. 1).

In this traditionally agricultural region great changes have been going on in the last few years. An increasing part of the pastures in this formerly wet, grassy area have been converted into fields for winter grain, sugar-beet and maize, or into industrial areas, deeplakes and recreation areas. At the same time the number of wintering geese has constantly been growing.

Goose species

In the lower Rhine area the majority of the geese ($\pm 78\%$) are *Anser fabalis* (mainly of the subspecies *A. f. rossicus*), followed in number by *Anser albifrons albifrons*. Every winter small numbers of *Anser anser*, *Branta leucopsis* and *Branta canadensis* are found in the feeding flocks.

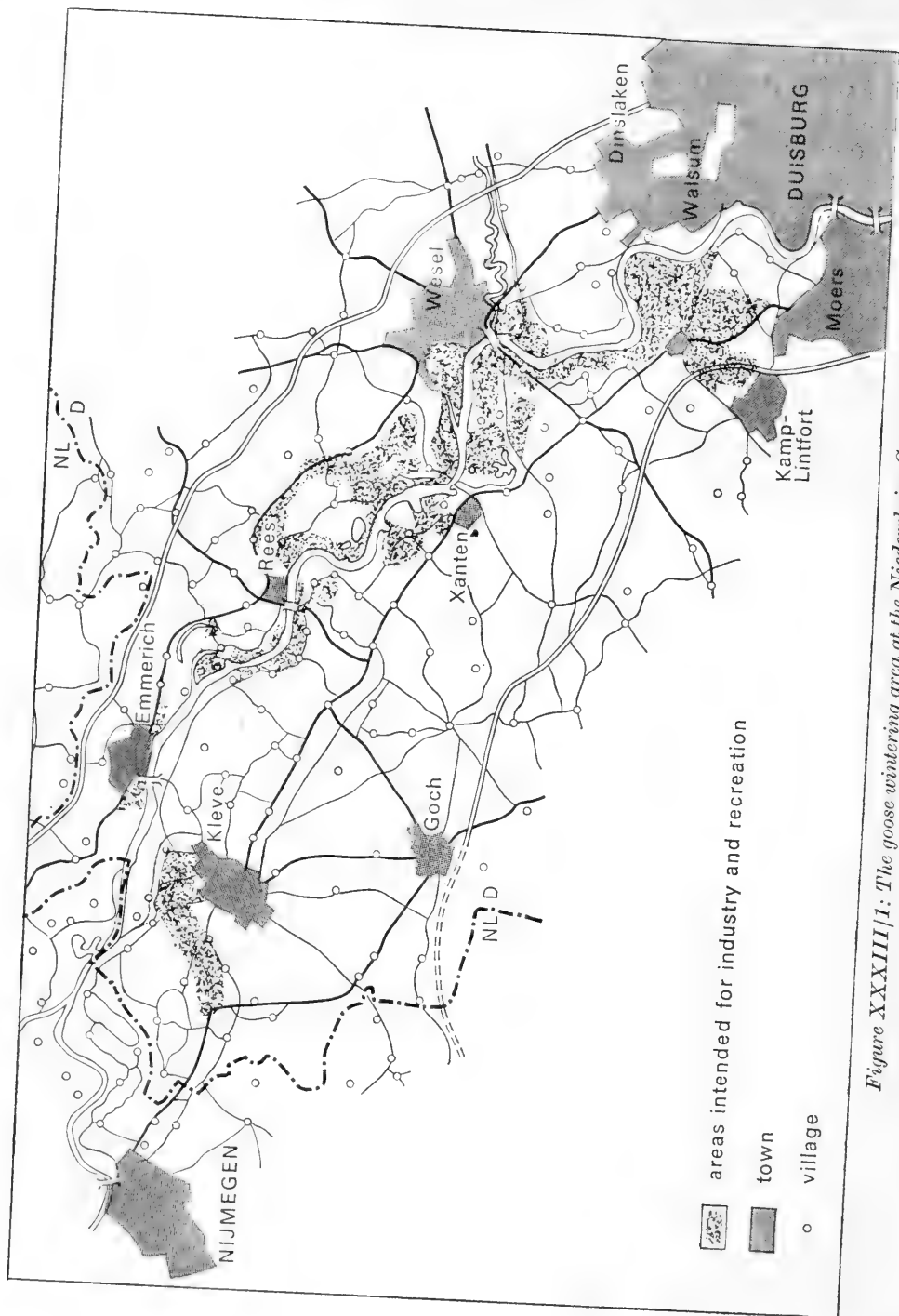


Figure XXXIII/1: The goose wintering area at the Niederrhein. Goose feeding places

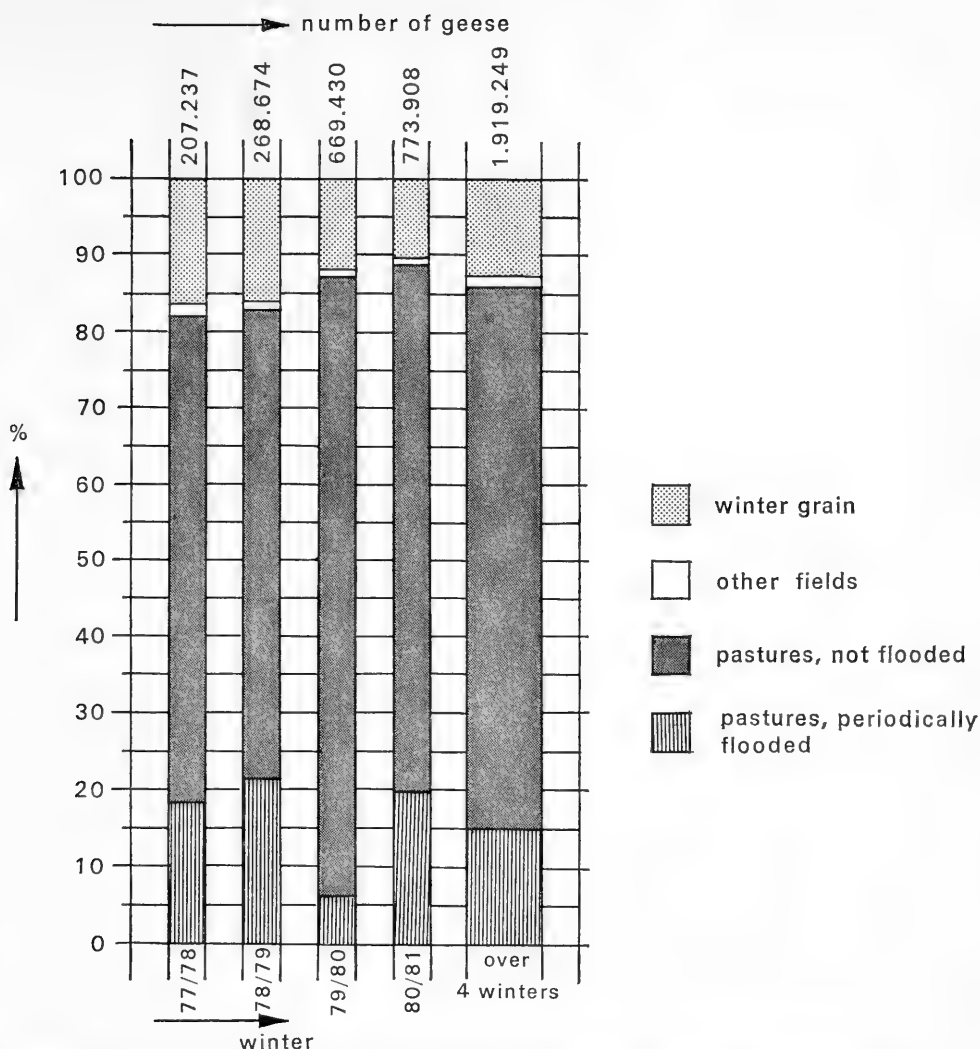


Figure XXXIII/2: The choice of fields by the geese at the Niederrhein, calculated as a percentage of the total number of geese observed in four winters (170 Observation days)

Goose numbers

Until the beginning of the sixties there were no data about the number of geese wintering in the Lower Rhine. Only from the publications mentioned above and the memories of farmers and hunters, is it known that geese did winter here a long time before the first incomplete counts were made.

As far as can be reconstructed (Mooij, 1979b), till the end of the 1950s only *A. fabalis* visited the Lower Rhine periodically in any numbers (1000 – 1500 at that time), and for any length of time (Table 1) *A. albifrons* was

Table XXXIII/1.

Maximum goose numbers each winter from
1959/60 to 1980/81 in the Lower Rhine
wintering area. Counts for the first nine winters are
reconstructed from partial counts

Winter	<i>Anser fabalis</i>	<i>Anser albifrons</i>	Total
1959/60	1 000	10	1 010
1960/61	1 500	50	1 550
1961/62	1 500	150	1 650
1962/63	2 000	100	2 100
1963/64	2 340	200	2 540
1964/65	2 770	200	2 970
1965/66	3 400	250	3 650
1966/67	4 100	600	4 700
1967/68	6 610	1 000	7 610
1968/69	8 090	1 500	9 590
1969/70	10 720	1 600	12 320
1970/71	12 450	2 350	14 800
1971/72	12 480	2 200	14 680
1972/73	11 490	1 900	13 390
1973/74	15 200	3 000	18 200
1974/75	13 600	3 000	16 600
1975/76	20 500	2 500	23 000
1976/77	23 500	2 800	26 300
1977/78	16 900	3 160	20 060
1978/79	20 590	5 520	26 110
1979/80	47 160	9 020	56 180
1980/81	55 000	15 000	70 000

rare, though a few did fly in now and then accidentally with *A. fabalis* flocks. At the beginning of the 1960s, *A. albifrons* became a regular visitor too. First there were only a few, less than 10% of the wintering geese, but the proportion slowly increased.

About twenty years later, in the winter of 1980/81, some 70 000 wintering geese were counted on the Lower Rhine. 15 000 (more than 20%) were *A. albifrons*, the remaining 55 000 *A. fabalis*.

With an increase of more than 4000% between the winters of 1959/1960 and 1979/1980 the increase of the *A. fabalis* population on the Lower Rhine is in harmony with that of the west European population. Over the same period the west European population of *A. albifrons* grew by 450%, while the Lower Rhine population grew by more than 90 000% (Fig. 3).

In the last few winters more than 20% of *A. fabalis* wintering in western Europe and about 2% of the west European population of *A. albifrons* have wintered on the Lower Rhine. All these figures show that, although little known, the Lower Rhine area is among the most important wintering

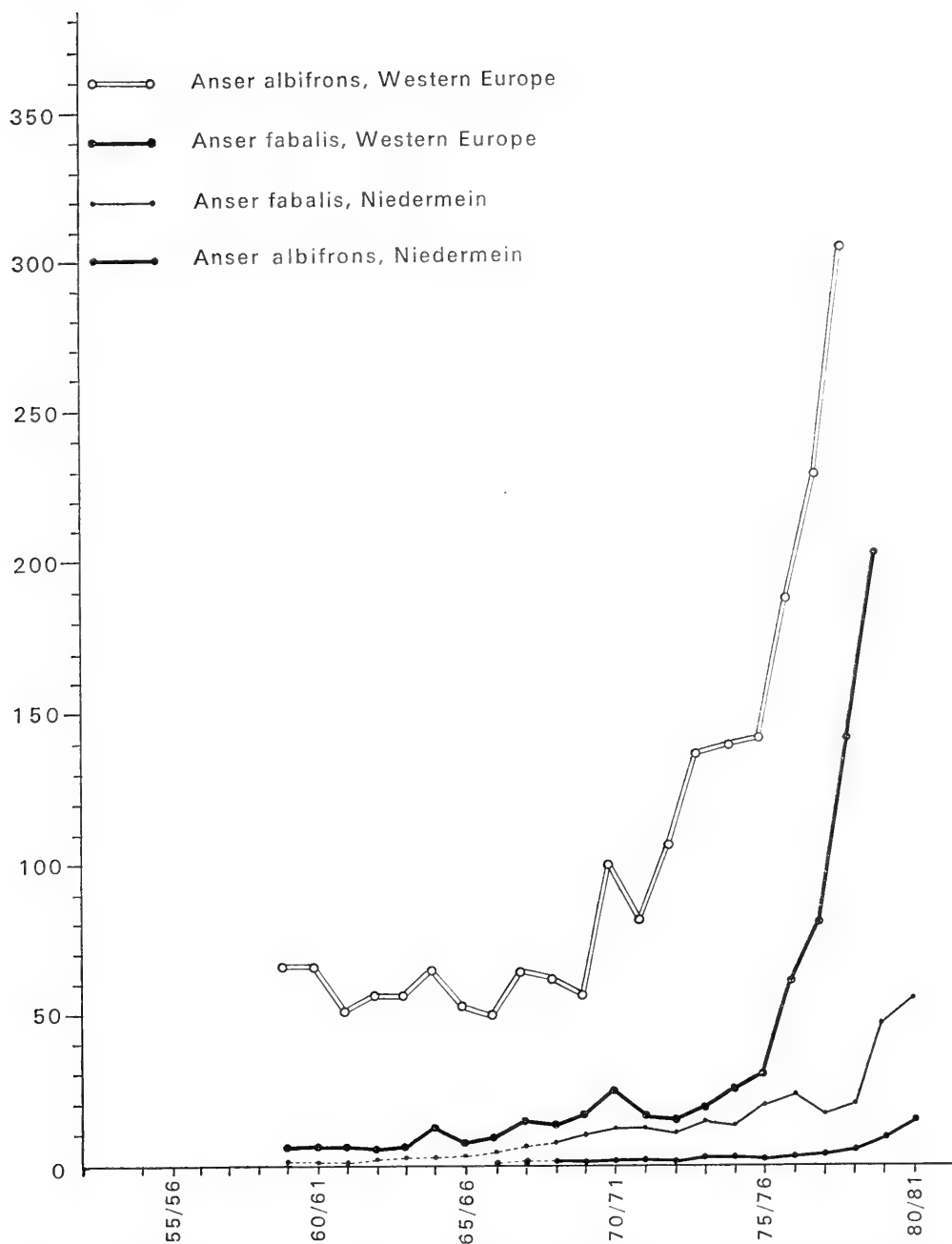


Figure XXXIII/3: Wintermaxima of Bean Geese (*A. fabalis*) and Whitefronted Geese (*A. albifrons*) in Western Europe (after Ganzenverkgroup 1976, 1977, 1978, 1979, 1980, Philippona 1972 and Timmerman 1976) and at the Niederrhein (after Mooij 1979/b) in the period from 1959 till 1981.

areas in western Europe. Moreover there are strong signs that almost all of the west European population of *A. f. rossicus* and a great part of the west European *A. albifrons* stay for some time on their way back to the breeding grounds.

Although much has been done in the last few years to save the goose populations of western Europe, and the survival of these goose species is not directly threatened, the wintering area on the Lower Rhine is not at all secure. Problems of goose protection in a border region.

Although the increase described delighted people of the region interested in ornithology, it clearly illustrated at the same time the problems of nature conservation in a border region. Since this wintering area crosses a national border, every step taken to protect the wild geese requires dealings with two governments. The problems met are as follows:

1. Goose counts. In every complete goose count the Dutch-German border has to be crossed several times. Since these crossings are only allowed at official checkpoints, every counter wastes a lot of time driving and waiting. Furthermore, at the same time goose flocks can move over the border, without being seen.

2. Nature conservation. There are great differences between the nature conservation legislation and strategies in the Federal Republic of Germany and the Netherlands. In the Netherlands nature conservation has, in addition to governmental involvement, a strong private component. Nature reserves are mostly bought or rented and generally speaking the economic and recreational use of these reserves is severely restricted.

In the Federal Republic of Germany the picture is different. Nature conservation is mainly governmental. Nature reserves are bought or declared by the government. The private component is relatively small. Restrictions are generally few in number, especially in the declared reserves, where the former proprietors still own the land. The traditionally strong position of forestry, agriculture, hunting and fishing is very often hardly weakened at all. So, even if reserves do not stop abruptly at the national border, their ecological value differs from one side of the border to the other. But with all these differences both countries do have some common characteristics in nature conservation policies: in both countries nature reserves are only created where economic interests are not harmed, and can survive only as long as no economic interests are announced. The result is a fragmentary mosaic of wetland reserves, each of them too small, all together too fragmentary for the survival of the animals and plants they are meant for.

This means that there is a Dutch concept for the protection of geese and a German one. What is lacking is a Dutch-German conception, or better a European one. In North Rhine Westphalia a "Ramsar" area is planned from the town of Duisburg to the Dutch-German border. In spite of the proclamation of the intention of creating a Rhine Valley reserve in the Dutch province of Gelderland from 1977, it is not to be expected there will be a Dutch continuation of the German Ramsar area in the near future, because the Dutch parliament did not ratify the Ramsar Convention until May 1980.

The Federal Republic of Germany ratified the Ramsar Convention in 1976. However, although the international importance of the area was underlined in several publications (*Haarmann*, 1977, *Mooij*, 1979b) and even in an official research paper of the federal government (*Nake-Mann & Nake*, 1979), the

state government of North Rhine Westphalia gives economic interests absolute priority over nature conservation. The wetland reserves within this planned North Rhine Westphalian Ramsar area, one of the most important goose winter quarters in western Europe, are too small. Important areas are left out because of strong economic interests and the use of the protected areas by man hardly restricted at all.

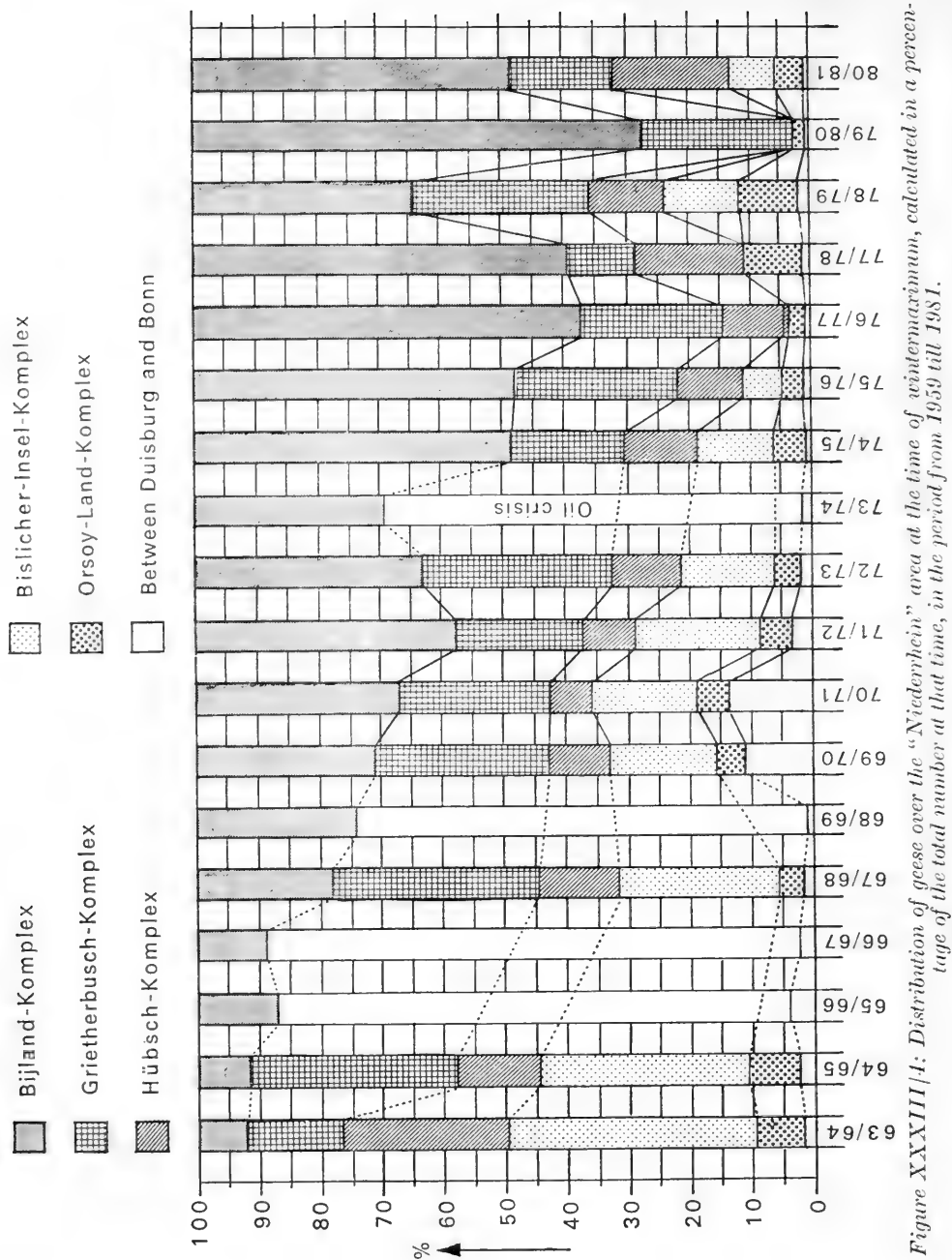
3. Goose hunting. The hunting situation is rather complicated. In the Netherlands and in most states of the Federal Republic of Germany several goose species may be hunted, whereas in the state of North Rhine Westphalia, all goose species have been totally protected since the hunting season of 1974/75. It is a pity, however, that nothing is done to prevent the shooting of small game on the fields where geese feed. The result of the ban on hunting in North Rhine Westphalia is that geese wintering in the border region, though still roosting in the Netherlands, feed more on German territory. This leads to actions like those of Dutch hunters, who scare geese feeding in the German border region over the frontier, where their hunting colleagues, warned by walkie-talkie, try to shoot them.

Beside the constant increase in recent years in the number of wintering geese in the Lower Rhine, it is the different hunting regulation on either side of the border, that displeases German farmers and hunters living near the border. They argue that it is not fair that the Dutch have the "pleasure" of shooting and the Germans have the "trouble" of tens of thousands of feeding geese. So they asked for a reopening of goose hunting in North Rhine Westphalia, or financial compensation for so-called goose damage. But in spite of the growing number of geese, the author has failed to find a single real case of goose damage in the last five years of research, and furthermore, the farmers shared this opinion (*Mooij*, in prep).

In addition there is the problem of explaining the logic of forbidding goose hunting and creating goose reserves North Rhine Westphalia, to save the wintering geese from extinction, while at the same time, on the Dutch side of the border, a short distance away, Dutch hunters (and their German guests) are allowed to shoot as many as they want (see *Mooij*, 1979b).

4. Information gap. Despite international contacts, an intereuropean border still really can separate the people on either side. Transfrontier cooperation only exists in a few cases. When the effect of a regional plan does not cross the frontier, such plans in most cases are hardly known on the other side of the border. The same involuntary ignorance exists in nature conservation. Each side is planning, protecting, saving and making research on its own side of the frontier. Official bilateral contacts are too few in number, mostly refer to transregional problems and the few results seldom affect the people working in the region. Regional border-crossing contacts could be very fruitful, but are almost always of a private character and are therefore unfortunately ineffectual.

All these problems render goose protection and goose research more difficult in a border region. And all these problems will grow every year, because of the increasing concentration of the Lower Rhine geese in the immediate neighbourhood of the frontier, in the "Bijland-Komplex" (Fig. 4); "Komplex" is used to mean the unit made up by a roost and the feeding places visited by the geese in that roost. (See *Mooij*, 1979b.)



Problems of goose protection in an industrially oriented country

How politicians think about the Lower Rhine is becoming very clear, when they talk about the "Lower Rhine coastal industry location" as the perfect expansion area for heavy industry. When all the plans for the area have been realized in a few years, the following situation will exist (see Fig. 5 and 6).

1. There will be no more worries about nature in the 22 kilometres of the Rhine from Duisburg to Wessel. On both sides of the Rhine there will be expansion of the Ruhr-Gebiet, with in between, surrounded by industry and power plants, a wetland of 450 ha, called Walsumer Rheinaue. More than 1200 hectares of beautiful wetland, wintering place for up to 5000 geese (among other species), called Orsoy-Land/Orsoyer Rhein-bogen, will be sacrificed to industry (see Mooij, 1979b for "Orsoy Land Komplex").

2. In the next 25 km of the Rhine, from Wesel to Rees there will be great changes. The Lower Rhine is the most important gravel supplier in North Rhine Westphalia and gravel is found under the banks of the Rhine. So the gravel industry is digging up the river banks between Wesel and Rees, leaving behind some flat pastures without relief and a lot of water, divided into many big deep lakes. Most of these sheets of water are used for recreation.

At the moment there is one nature reserve of 117 ha in this area. It is planned that up to 1000 ha of partly refilled gravel pits will be added, so that in maybe twenty years a nature reserve of some 1200 ha will exist. Therefore nature has to do without some 1500 ha, that have been changed into lakes up to 15 m deep, with intensive and noisy recreation. Of more than 3000 ha of wetland, potential and actual feeding places for up to 20 000 geese (among other species), only half will remain. And this half will be ecologically devalued by lack of relief and hedges, both characteristic of the goose roosts and feeding places in the Lower Rhine wintering area. The Bislicher-Insel-Komplex and the Hübsch-Komplex will lose a lot of their attraction for geese.

3. In the following 15 km, from Rees to Emmerich (the "Grietherbusch-Komplex"), coming changes will not be so great. Of about 1900 ha of goose feeding area, only up to 300 ha have (so far!) been reserved for gravel digging, so that about 1600 ha will remain, among which 431 ha have the status of nature reserve.

The greatest threat to the up to 15 000 geese (mainly *A. albifrons*) wintering here in the last few years comes from agriculture. To provide food for the excessive animal stocks of the farms, which nowadays are almost factories, more and more pastures are changed into arable fields, especially maize fields, which means that geese are more and more deprived of their feeding base. Even in nature reserves this development occurs.

4. The last 10 km of the Rhine in Germany, from Emmerich to the Dutch village of Milligen aan de Rijn, are bordered by nature and goose reserves, with a total area of 4813 ha. It would seem that there is here a perfect example of how to carry on nature conservation, a Shangrila for up to 30 000 geese. But sadly, this is a somewhat premature assumption. All areas and regulations, which are important for nature conservation but which could give rise to conflicts with economic interests, are left out in advance. So in-

stead of a big, ecologically efficient, continuous goose reserve, this refuge has become a mosaic of protected and non-protected areas. Moreover, the ecological value of the protected areas is constantly reduced, for instance by the building of a federal highway (the so-called "new B 9") just outside the protected zones, and by the almost complete absence of regulations to reduce human activities in the reserves themselves. So more pastures are changed into fields for winter grain, sugar beet and maize every year. Although from an agricultural point of view the process has been proved totally inefficient, a lot of pastures are sprayed with liquid manure every winter and thus provide no food for geese, and some hedges are spirited away every year.

Goose prospects in the Lower Rhine wintering area

The overall picture in the coming years in the approximately 15 000 ha of potential and actual feeding places for an increasing wintering population of geese (about 70 000 in winter 1980/81) situated on the banks of about 90 km of the Rhine between Duisburg and the Dutch – German border, may be as follows:

1. 3000 ha (20% of the total area), mainly in the southern part of the region, will be lost to industry and recreation, without any legally prescribed compensation; and

2. 6900 ha (about 46%), mainly in the northern part of the wintering area will be under the negligible protection of "nature reserve" status, with only a few restrictions for users, although the law (Bundesnaturschutzgesetz Articles 10, 12 and 13) gives the state governments powers to make conditions for the exploitation of nature reserves.

This development will cause a concentration of wintering geese in the northern part of the wintering area, i. e. in the border region.

Because of the specific problems of goose protection and of nature conservation in frontier regions generally, the only way to promote effective nature conservation, and thereby to make protection for geese really effective, is at international level. Although there are many good intentions and many international conventions have been made with a number of small results, the fact is that international cooperation is still more talk than action. As the German biologist *Erz* (1980) wrote: "What is absent, is the action: the realization of existing legislation. The insufficient execution of legislation is the unsolved problem of nature conservation". (Translation *J. H. Mooij*.)

In the author's opinion it is the duty and mission of international organizations such as IWRB and WWF, not only to promote research, but to put pressure on governments to take nature conservation as seriously as economy. Because if we do not induce action now, we will, in a few years' time, have nothing natural left on which to do research!

Author's address:
Johan H Mooij
An der Nettkull 32
D – 4232 Xanten-Lüttingen
Federal Republic of Germany

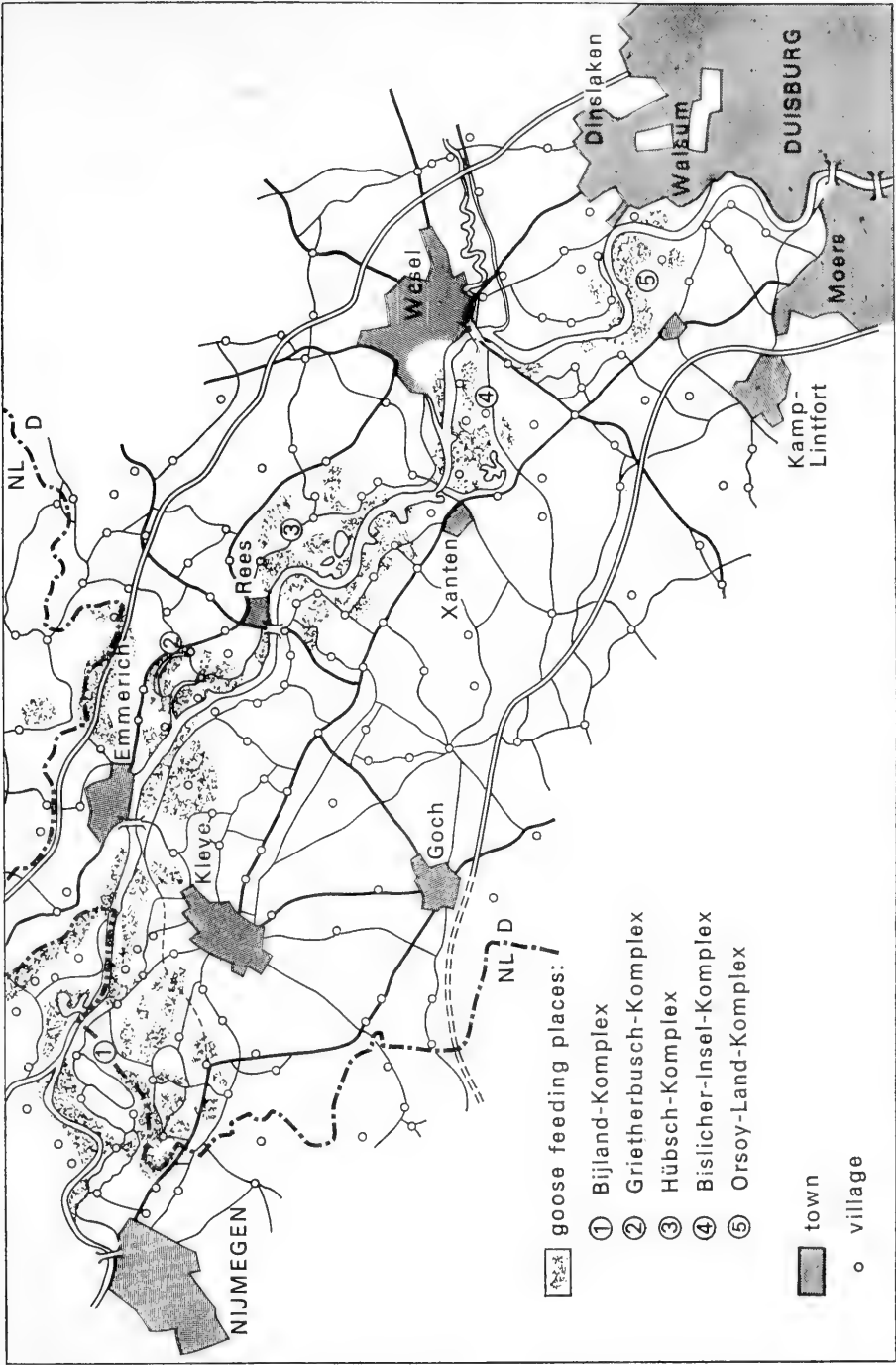


Figure XXXVIII/5: Existing and planned natur and goose reserves in the "Niederrhein" area

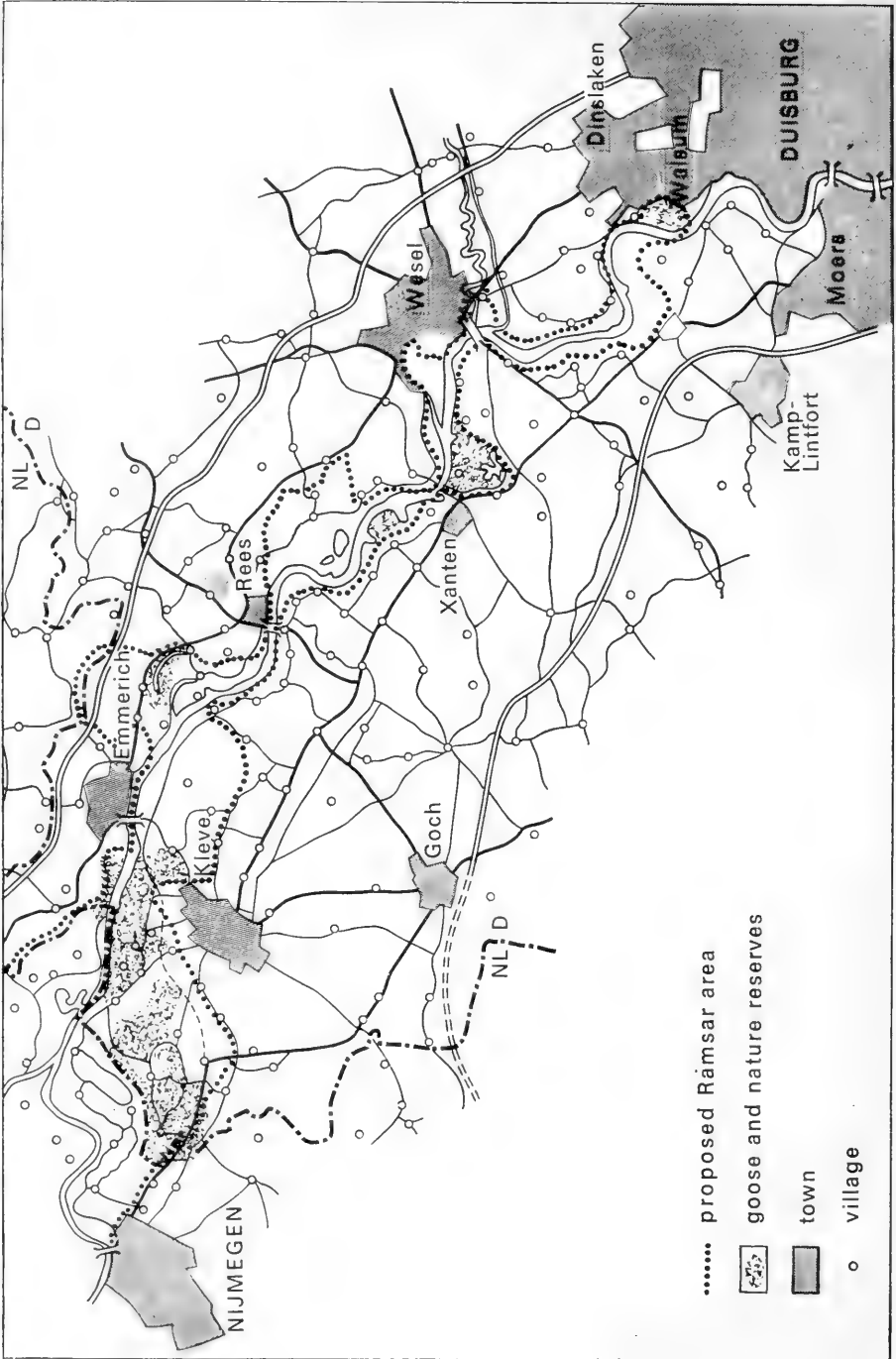


Figure XXXIII/6: Areas used or planned for industry, gravel digging and loud recreation in the goose wintering area at the Netherlands-Germany border

References

- Erz, W. (1980)*: Schutz der Tier- und Pflanzenwelt. – AID-Heft 52, Bonn.
- Ganzenwerkgroep RIN (1976)*: Voorlopige resultaten van de ganzen tellingen in Nederland in het winterhalfjaar 1975 – 76. 2e bericht. Watervogels 2: 102 – 115.
- Ganzenwerkgroep Nederland (1978)*: Resultaten van de ganzen tellingen in Nederland in het winterhalfjaar 1976 – 77. 3e bericht. Watervogels 3: 145 – 163.
- Ganzenwerkgroep Nederland (1979)*: Resultaten van de ganzen tellingen in Nederland in het winterhalfjaar 1977 – 78. 4e bericht. Watervogels 4: 73 – 91.
- Ganzenwerkgroep Nederland (1980)*: Resultaten van de ganzen tellingen in Nederland in het winterhalfjaar 1978 – 79. 5e bericht. Watervogels 5: 65 – 95.
- Haarmann, K. (1977)*: Nordrheinische Feuchtgebiete mit besonderer Bedeutung für Wat- und Wasservogel. Rheinischer Verein für Denkmalpflege und Landschaftsschutz Köln, Heft 11.
- Harter, E. (1887)*: Über die Vögel der Gegend von Wessel am Niederrhein. Journ. f. Ornith. 34 (179): 248 – 270.
- Le Roi, O. (1906)*: Die Vogelfauna der Rheinprovinz, Verh. d. nat. Ver. d. preuss. Rheinlande und Westfalens 63.
- Le Roi, O. and H. Freiherr Geyr von Schweppenburg (1912)*: Beiträge zur Ornis der Rheinprovinz. Erster Nachtrag zur Vogelfauna der Rheinprovinz. Verh. d. nat. Ver. d. preuss. Rheinlande und Westfalens 69.
- Mooij, J. H. (1979a)*: Ganzenschade en ganzenjacht in Nederland en Nordrhein-Westfalen (West-Duitsland). Het Vogeljaar 27: 21 – 27.
- Mooij, J. H. (1979b)*: Winterökologie der Wildgänse in der Kulturlandschaft des Niederrheins. – Charadrius 15: 49 – 73.
- Nake-Mann, B. and R. Nake (1979)*: Schutzwürdige Gebiete von europäischer Bedeutung. Bundesminister für Raumordnung, Bauwesen und Städtebau, Schriftreihe „Raumordnung“, Heft 06.037.
- Philippona, J. (1972)*: Die Blessgans. Neue Brehm Bücherei, Wittenberg – Lutherstadt.
- Timmerman, A. (1976)*: Ganzen in Nederland. Behoud pleisterplaatsen internationale verantwoordelijkheid. Natur en landschap 30: 117 – 138.

XXXIV. INFLUENCE OF HUNTING ON THE *ANSER ANSER* POPULATION IN FINLAND

T. Lampio

Introduction

Opinions concerning the effect of hunting on game populations are markedly divided. Recent American studies have emphasized the compensatory character of hunting mortality and explained that natural mortality is, at least to a certain degree, inversely proportional to the intensity of hunting mortality (see *Anderson and Burnham* 1976 and *Rogers et al.*, 1979). This viewpoint has been shared also by some European experts, and partly also the author. There are many others, however, who believe that shooting has a stronger or slighter effect on the populations, depending on the intensity of hunting. Numerous examples of the effect of heavy shooting on non-migratory game populations in particular indicate a clear influence of hunting on the abundance of the populations. Hence, we hardly can consider this problem completely settled, but additional information is highly desirable in this matter.

Examination of the effects of hunting on migratory waterfowl is usually rather difficult, as differences in the intensity of shooting and varying hunting regulations in different countries easily obscure the picture. Yet the *A. anser* situation in Finland may throw some additional light on this problem, as different shooting policies have been applied in different parts of the Finnish range of *A. anser*. As there are no evident differences in other factors capable of producing the differences found in the Finnish *A. anser* population, there is good reason to examine the situation in more detail.

Abundance of the A. anser in the 1950s.

The Finnish distribution of *A. anser* is characterized by the domestic name of the species, the "Sea Goose". The species occurs in Finland in the southern and western archipelagos and in one small area on the coast only. This has been the distribution of *A. anser* in Finland at least since the end of the last century. In the first half of the present century the population experienced a drastic crash, which took place in all parts of its range.

It is important from the point of view of this study to examine the goose situation in the 1960s, i.e. prior to establishing the differences in shooting policy in 1960. According to Merikallio (1955), the whole Finnish population of *A. anser* then consisted of 130 breeding pairs distributed as follows: 3 pairs in the Gulf of Finland, 20 pairs in the southwestern archipelago, 5 pairs in Merenkurkku and 100 pairs in the northernmost part of the Gulf of Bothnia.

Grenquist's (1956) estimate of the Finnish breeding population of *A. anser* was based on somewhat more recent material and was a good 200 pairs. According to him, more than 50 pairs were found in the southwestern archipelago and adjacent areas, whereas the population in the northernmost Gulf of Bothnia consisted of 150 pairs.

There is no doubt, thus, that the principal Finnish *A. anser* population was found in the 1950s in the northernmost part of the Gulf of Bothnia, where three quarters of the total population was breeding. One quarter only was met with in the southwestern archipelago and adjacent areas.

Hunting regulations

The shooting season for *A. anser* has varied in Finland at different times. The end of the open season has no practical significance, as the species leaves the country in August and early September. The opening dates at different periods were as follows: 15 July (from 1868), 1 August (from 1895), 15 August (from 1923) and 20 August (from 1934).

Due to a strong decrease in the population the species was protected in 1947 throughout the year in the whole of Finland. The Ministry of Agriculture was authorized to grant licences for *A. anser* hunting, which however took place in rare cases only.

In 1960 the policy was changed again, as the goose population had started to increase. Shooting was started now on 20 August at 1200 hours, but the species remained fully protected in the southern and southwestern provinces (Turku and Pori, Uusimaa and Kymi). In 1963 goose hunting was started, also in these provinces but only on 15 September when the *A. anser*, practically speaking, has already left Finland. The idea of the new regulation was to allow *Anser fabalis* hunting also in the southern and southwestern areas but keep *A. anser* protected in this region.

In 1969 the opening date was changed to 10 September in the southern and southwestern provinces, the province of Vaasa included. In 1976 the opening date was changed to 1 September, which date is still valid.

In the province of Oulu, where the main proportion of the Finnish *A. anser* population was breeding, goose shooting has begun on 20 August every year since 1960. According to the information collected in 1981, the number of *A. anser* bagged annually in recent years in this province is 60 to 70, which is a good 10% of the local autumn population. The number of *A. anser* bagged in the whole of Finland is unknown, as *A. fabalis* is also open to shooting in Finland and the species are not reported separately in the kill statistics.

Effects of the different hunting policies

It is of interest to examine what effects, if any, are to be found after 20 years of differing hunting policies, which have meant more or less normal harvesting in the northernmost breeding area but nearly complete protection in the southern and southwestern areas.

According to Blomqvist and Tenorio (1980) and Tenorio (pers. com. 1981), the population of *A. anser* in the southwestern archipelago consisted in the early 1980s of 150–220 breeding pairs. In other southern and southwestern areas, Åland included, there were 30–60 pairs (Lampio, in press). Thus the southwestern population had increased roughly six-fold since the 1950s.

According to censuses carried out by the author and his coworkers in the northernmost breeding area in the Gulf of Bothnia, the breeding population in

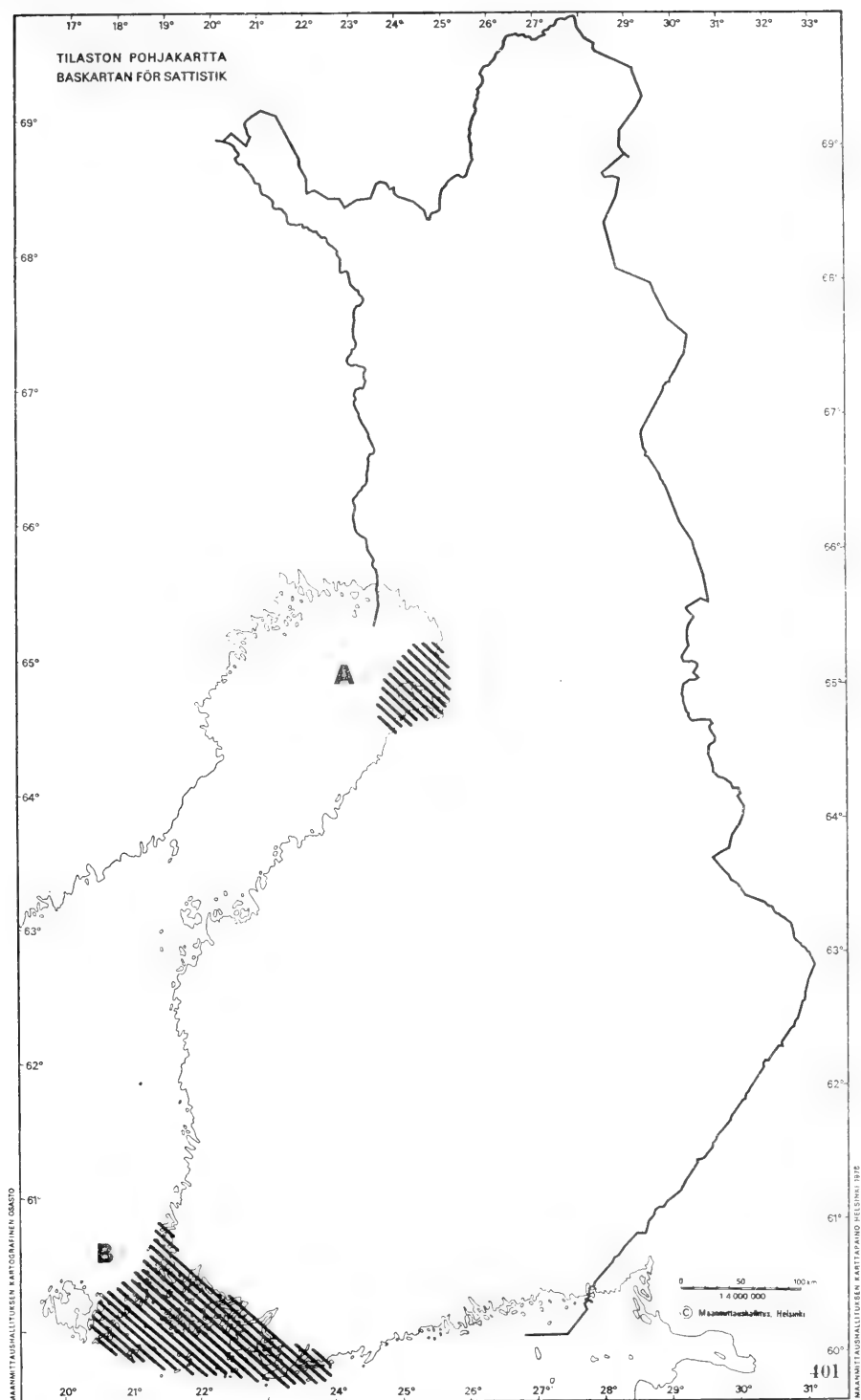


Figure XXXIV/1: The main breeding areas of the Greylag Goose in Finland. A = the northernmost population. B = the southwestern population

this area had shrunk to 60 pairs, which is only half of the number 20 years ago (Lampio, in press). Due to the decrease this population can no more be considered the main breeding population of *A. anser* in Finland, but this role has been taken over by the southwestern population.

It may be asked whether there are factors other than the shooting policy to influence the changes in the goose population. No such factors are known to the author. Other human disturbance has also increased in the Finnish archipelagos during the last two decades. The disturbance, however, has increased more rapidly in the south than north.

The main difference obviously responsible for the changes in the *A. anser* population is found in the hunting policy. As far as is known, all Finnish *A. anser* migrate fairly simultaneously to the same wintering areas in southwestern Europe and are open to the same shooting pressure there. All *A. anser* leave Finland prior to 15 September, before the earlier opening date for the geese in southwestern Finland. Hence, the only *A. anser* bagged in Finland have been the northernmost birds bagged in their own breeding area, whereas practically speaking none have been bagged further south.

Based on the above observation it seems evident that regulation of shooting in the breeding area has clearly affected the abundance of the breeding *A. anser* population. It seems obvious that harvesting which must be considered normal and harmless to the duck populations has, together with shooting elsewhere, had a negative influence on the northernmost *A. anser* population. Thus, hunting rationalization must be considered an important positive means in the management of the goose population.

Author's address:

T. Lampio
Finish Game Research Institute
Unioninkatu 45/B 42
SF 00170 Helsinki 17
Finland

References

- Anderson, D. and K. Burnham (1976): Population ecology of the mallard: VI The effect of exploitation of survival. US Fish Wildl. Serv. Resour Publ. 128. Washington, DC.
- Blomqvist, R. and R. Tenorio (1980): Merihanben pesimisesta Saaristomeren luoteisosassa (Summary: The nesting of the greylag goose (*Anser anser*) in the northwestern Archipelago Sea). Suomen Riista 28: 25–29.
- Grenquist, P. (1956): Onko merihanhikantamme lisaantymassa? Suomen Riista 10: 87–94.
- Lampio, T. (in press): Distribution and abundance of the Greylag Goose, *Anser anser*, in Finland. Ornis Scandinavica.
- Merikallio, E. (1955): Suomen lintujen levinneisyys ja lukumaara. Otava, Helsinki.
- Rogers, J. J. Nichols, F. Martin, C. Kimball and R. Pospahala (1979): An examination of harvest and survival rates of ducks in relation to hunting. Trans forty-fourth North Amer. Wildl. and Nat. Res. Conf.: 114–126.

XXXV. AN OVERVIEW OF MANAGEMENT OF CANADA GEESE (*BRANTA CANADENSIS* AND THEIR ADAPTATION TO SUBURBAN CONDITIONS IN THE USA*

H. K. Nelson—R. B. Oetting

The past 30 years have been punctuated by many outstanding examples of intensive and extensive management of Canada geese in North America. These have been correctly touted as wildlife management successes without parallel. Major accomplishments can be attributed to a variety of research and management activities conducted by the U. S. Fish and Wildlife Service (FWS), state agencies, universities and private organizations and individuals.

Even a cursory review of the hundreds of Canada goose reports and publications, compiled over the years, shows a sequence of research and management steps which have led to our current, incredible understanding of these birds. These steps, in order of their occurrence, can be categorized quite simply as follows:

1. *Taxonomy*: Advances in this area initially involved studies of speciation and descriptions of Canada geese migrating through the Great Plains. Important aspects were identification of intermediate-sized Canadas, small races and the giant Canada goose. Current research and taxonomic work will likely suggest naming a number of additional races or sub-populations associated with specific, known breeding areas. Taxonomists generally agree that the last word on identification of Canada geese will be said only when all breeding populations have been carefully investigated.

2. *Racial distribution*: Many notable researchers dealt with aspects of racial distribution as well as taxonomy since accurate descriptions of such distributions are dependent on accepted taxonomic designations. Important contributions in this category have come from studies of Canada geese throughout North America.

3. *Population delineation*: Closely allied with taxonomy and racial distribution, this category set the stage for management by describing known breeding ranges, staging areas, migration corridors and wintering grounds of groups of Canada geese. Important work in this area involved geese of the Mississippi and Central flyways and delineation of populations of large and small Canadas. Today, 15 races of sub-populations of Canada geese have been delineated and accepted by most waterfowl biologists. The number will undoubtedly increase as research continues.

4. *Population management*: As population delineation became clearer and generally accepted in the 1950's, management efforts began to ensure ad-

* A modification of a similar paper prepared by Harvey K. Nelson and Robert B. Oetting, U. S. Fish and Wildlife Service, which was presented at the Fourth International Waterfowl Symposium, New Orleans, Louisiana, January 30, 1981.

equate migration and wintering habitat and harvest control throughout the range of known populations. This led to additional state management areas and national wildlife refuges. Important research and banding efforts on the Mississippi Valley and Eastern and Western Prairie populations provided clues to intensive management techniques.

5. *Co-operative programs*: Through this era many new management philosophies and techniques were developed; some succeeded, some failed. The significant feature that evolved was a strong co-operative relationship between state, provincial and federal agencies in the U. S. and Canada and through the flyway councils to carry out management and research activities on a priority basis. A U. S. position emerged whereby the states concerned with management of a given population of Canadas played the principal roles in local management and development of regulations and harvest quotas. Co-operative funding permitted increased research on the breeding grounds. The minutes of Flyway technical committees and councils document these actions.

6. *Restoration and introduction*: While more intensive management of the known wild migratory populations of Canada geese was progressing, increased attention was being given to establishing breeding populations in the northern tier of states and in southern Canada. Trial and error transplants and introductions over the period 1935–65 showed that giant Canada geese were best suited for such adventures. While much of the early work took place on national wildlife refuges and state areas, many of these introductions were also successful in cities or suburbs and subsequently led to considerable local problems with the prolific birds.

A look at total Canada goose numbers and harvest in the U. S. in the past two decades shows nearly parallel increasing trends. Total midwinter populations have risen from about 1.2 million birds in 1959 to 2.4 million in 1979. The annual harvest rose from slightly over 400 000 birds in 1959 to over 1 million birds in 1979.

Canada has also had considerable management success with Canada geese. Let's look at one example. In Manitoba, shortly after the 10 000-acre Oak Hammock Marsh Wildlife Management Area came to full water supply level in 1974, staging goose populations rose from 2500 to 240 000 Canada geese and snow geese. Mallards and pintails staged there at the 100 000-bird level where previously only a few hundred could be counted. This waterfowl irruption in the heart of the wheat and barley country of Manitoba's Interlake region was met with varying comments. "Amazing," said the provincial, federal and Ducks Unlimited biologists and engineers who had planned and built the management area. "Great," said the hunters and naturalists. "Intolerable," said adjacent farmers when those immense flocks began depredating grain fields. And, "never again," Manitoba's political leaders said when, in 1976, those masses of waterfowl flew south with more than \$165,000 worth of wheat and barley in their bellies. Today, managed hunting and lure crop programs at Oak Hammock are holding depredation losses to acceptable levels.

But management success with these birds is not always related to restoration of huge populations. We'll be eminently successful, for instance, if we can continue to bring the Aleutian Canada goose back (*Branta canadensis leucoparia*) from the brink of extinction over the next decade. Meanwhile, a nagging management challenge in the U. S. has been to discourage Canada geese from wintering north of traditional areas. In this regard, our successes at

getting Canada geese to find and use mid-continent and southern refuges during their migrations have been tempered by their reluctance to move far enough south in some instances. New management plans and actions are now designed to restore wintering Canada geese to their former southern winter ranges.

Management successes with Canada geese have come about largely because the birds themselves are biologically manageable to a high degree. Their homing instincts and strong migration, breeding, wintering and staging tradition, coupled with their aggressive and prolific breeding behavior play important roles in our ability to manage them. Beyond this, the relative sanctity of their breeding and wintering areas, our concern for overkill and resulting stringent harvest regulations and our habitat management capabilities add greatly to manageability of these birds. And, they are relatively easy to study, though those hardy biologists toting packboards of gear across the cold, roadless, polar bear-infested tundra at Cape Churchill and other northern breeding areas might disagree.

But in spite of these efforts . . . in spite of all we've done with and for Canada geese and all that has been learned and published, we still have only the mistiest knowledge about the many Canadas that grace our cities and suburbs; how many are there, where are they and what do they do? And we know little about how these birds are used by masses of urbanites. In our opinion, urban Canada geese are one of our hardest used migratory waterfowl resources and one of the least studied and managed.

So far, our management of urban Canada geese (primarily the giant Canada goose, *Branta canadensis maxima*) has been like the fighting of wildfires . . . unplanned and reactive. Urban Canadas, viewed by thousands of people and harvested, where restrictions allow, by thousands of hunters, have been dubbed nuisances and pests. Management has consisted largely of uncontrolled introductions and attempts to reduce populations by trapping, relocation, nest and egg destruction, relaxation of hunting regulations and even sterilization. Meanwhile, urban and rural groups have become polarized in many parts of the country due to airport hazards, crop depredation, fouling of lawns and golf courses and contamination of water supplies versus sheer love for the birds by the public.

The problem is usually seen as simply too much success . . . too many Canadas in the wrong places. But the real problem may be too little management attention by federal, state and city biologists and administrators. Wildfire fighting is always frustrating but we've learned that prescribed, controlled burns are gratifying and productive. We must parlay this philosophy into positive management of urban Canada geese.

While our information on urban Canadas is grossly incomplete, it is clear from field reports that this resource is immense and growing. We've got urban Canadas in many of the major metropolitan areas in northern U. S. and southern Canada.

In Minnesota, where we have studied local situations more closely, there are urban flocks at 20 or more cities, including the metropolitan areas of Minneapolis and St. Paul. The Minnesota urban Canada goose resource is estimated at 30 - 40 000 birds not counting the migrant flock of about 25 000 that also winter at Rochester, Minnesota. Some of these birds winter in Minnesota, some breed in Minnesota, some always migrate, some do when they have to, some don't at all.

While precise population estimates are not available for the total of North America's urban Canadas, undoubtedly they number in the hundreds of thousands if we consider both migrant and nonmigrant flocks. There is little doubt that these urban populations of Canada geese will continue to expand if public agencies and private organizations are willing to bear the cost and initiate control measures when needed. It is the latter action that has now caused us to pause and reflect on a new set of problems developing with urban goose populations. In numerous cases throughout the U. S. and Canada we may have been too successful and in many instances are unable to control expanding urban Canada goose populations.

The U. S. Fish and Wildlife Service has developed policy for management of urban waterfowl which will be circulated for review and approval when the draft is completed. In addition to possible need for further limitations on releases into the wild, consideration has been given to two major avenues of control. These are what we refer to as production-allowed and production-denied strategies. Under the production-allowed strategy we are seeking expanded or new methods for harvesting annual production down to an agreed-upon limit, on a city-by-city basis. Methods to do this could involve expanded sport hunting (as was allowed in Michigan in 1980), even at golf courses and other suburban areas where local regulations permit. When large-scale removal of birds is necessary, charities might be considered as the beneficiaries. Production-allowed techniques would also involve dispersal and continued relocation of geese to areas open to hunting. Ultimately, however, relocation is a finite solution; there are only so many places to put them, and we are rapidly running out of recipients.

In the production-denied strategy, managers would continue to discourage or destroy production by collecting eggs, limiting nesting habitat or facilities on nesting areas, or developing new and acceptable techniques for preventing excessive reproduction in areas where capture, transplant or hunting is not possible.

We believe that urban Canada goose flocks should be managed primarily by the jurisdictions where they are located with strong public input, together with FWS and state technical and planning assistance, if requested.

An urban flock management plan, with population limits and production control or removal techniques clearly spelled out and agreed to, should emanate from the urbanites where the resource is located. The federal role should be extension-oriented rather than operational and regulatory insofar as possible. Waterfowl managers should make their expertise available to these jurisdictions and be prepared to offer a wide array of imaginative management options. Only in this way will we transform the current urban Canada goose issue into a controlled program that will benefit many interests. In any case, the advent of rapidly expanding flocks of urban Canada geese has added an important dimension to our knowledge of public interests and conflicts over use of waterfowl populations and presents an exciting management challenge to federal, state and city biologists, planners and administrators.

Author's address:
Harvey K. Nelson
Associate Director
Wildlife Resources

Robert B. Oetting
U. S. Fish and Wildlife Service
U. S. Department of the Interior
Fish and Wildlife Service
Washington, D. C. 20240

INDEX ALPHABETICUS AVIUM

- Actitis hypoleucos* 173
Anas acuta 172 – 173, 206
Anas crecca 172 – 173
Anas penelope 91, 164, 254 – 256
Anas platyrhynchos 47, 172 – 173, 206
Anas querquedula 172 – 173, 206
Anas strepera 173, 206
Anser albifrons 12, 22, 39, 84, 91 – 92, 108 – 110, 167 – 170, 189 – 191, 194 – 195, 200 – 201, 206, 210 – 211, 214 – 215, 217 – 218, 220 – 222, 253 – 256, 263, 281, 287 – 290, 293
Anser a. albifrons 285
Anser a. flavirostris 11, 262
Anser a. frontalis 210
Anser anser 11, 21 – 25, 27, 29 – 32, 34 – 36, 39, 41 – 45, 47 – 54, 57 – 61, 63 – 70, 73 – 75, 77 – 81, 85, 87, 89 – 91, 103, 109, 127, 160, 167, 169, 171 – 173, 189 – 191, 194 – 195, 198 – 199, 210, 220, 224, 278, 285, 299 – 302
Anser a. rubrirostris 27, 30
Anser brachyrhynchos 23, 25, 127 – 130, 133 – 139, 195, 197, 203, 242, 278
Anser caerulescens 195, 210, 220, 224 – 225, 242, 262 – 263
Anser c. caerulescens 249 – 250, 254, 262
Anser canagicus 210, 220
Anser cygnoides 210, 214, 220
Anser erythropus 11 – 12, 93 – 100, 103 – 105, 107 – 112, 188 – 189, 194 – 195, 201 – 203, 210, 224
Anser fabalis 22, 36, 91 – 92, 103 – 105, 109 – 110, 123 – 125, 133, 167 – 170, 189 – 191, 194 – 195, 203, 206, 210 – 211, 214, 216 – 218, 220, 253 – 256, 279, 281, 285, 287 – 289, 300
Anser f. fabalis 123 – 124
Anser f. johanseni 203
Anser f. middendorfi 210 – 211, 214, 221 – 222
Anser f. rossicus 123, 203, 285, 290
Anser f. serrirostris 210 – 211, 214, 221 – 222
Anser indicus 11, 141 – 148, 195
Anser subanser 22
Ardea cinerea 173, 206
Ardea purpurea 206
Ardeola ralloides 206
Aythya ferina 173, 206
Aythya fuligula 173
Aythya nyroca 173, 206
Botaurus stellaris 173
Branta bernicla 39, 91 – 92, 159, 163 – 164, 175, 177 – 178, 186, 195 – 196, 203, 210 – 211, 214, 218 – 222, 251, 256, 259, 278, 283
Branta b. bernicla 133, 136, 163 – 164, 175 – 176, 179 – 183, 250, 252 – 253, 255 – 256, 271 – 276
Branta b. horta 133, 164
Branta b. nigricans 163
Branta b. orientalis 210
Branta canadensis 36, 104 – 105, 157, 210, 215, 242, 259, 285, 303 – 306
Branta c. leucopareia 210 – 211, 214, 221 – 222, 224 – 225, 304
Branta c. maxima 305
Branta c. minima 210 – 211
Branta leucopsis 39, 104 – 105, 129 – 130, 136, 151 – 160, 195 – 196, 203, 229 – 247, 249 – 250, 253 – 254, 256, 285
Branta ruficollis 11, 107, 110 – 112, 115 – 120, 188 – 191, 194 – 195, 197 – 198, 203
Bucephala clangula 173
Casmerodius albus 205 – 206
Charadrius dubius 173
Chlidonias niger 173
Ciconia nigra 205
Circus aeruginosus 64
Corvus corax 144 – 145
Cygnus cygnus 249
Cygnus olor 173
Egretta garzetta 206
Falco cherrug 205
Falco tinnunculus 21
Fulica atra 172 – 173
Gallinago gallinago 173, 277
Gallinula chloropus 172 – 173
Gavia arctica 173
Grus grus 12, 194
Grus nigricollis 145

Haliaetus albicilla 21, 64, 205	Podiceps cristatus 145, 172 – 173
Haliaetus leucoryphus 144	Podiceps griseigena 173
Ixobrychus minutus 173	Podiceps nigricollis 172 – 173
Larus brunnicephalus 143, 145	Podiceps ruficollis 172 – 173
Larus canus 173	Porzana parva 173
Larus ridibundus 173	Porzana porzana 173
Limosa limosa 173, 206	Rallus aquaticus 172 – 173
Mergus merganser 173	Recurvirostra avosetta 278
Numenius arquata 173	Somateria mollissima 251
Nycticorax nycticorax 206	Spatula (Anas) clypeata 172 – 173, 206
Otis tarda 12	Sterna hirundo 145
Phalacrocorax carbo 173, 205	Tadorna ferruginea 143 – 144
Philomachus pugnax 173, 206, 277	Tringa erythropus 206
Platalea leucorodia 206	Tringa nebularia 206
Plectrophaenax nivalis 91	Tringa totanus 173, 277
	Vanellus vanellus 173

Megjelent a Mezőgazdasági Könyvkiadó Vállalat gondozásában
 Felelős kiadó az Országos Környezet- és Természetvédelmi Hivatal
 Madártani Intézetének igazgatója
 Felelős szerkesztő dr. Sterbetz István
 Műszaki vezető Asbóthné Alvinczy Katalin
 Műszaki szerkesztő Marjai Ida

*

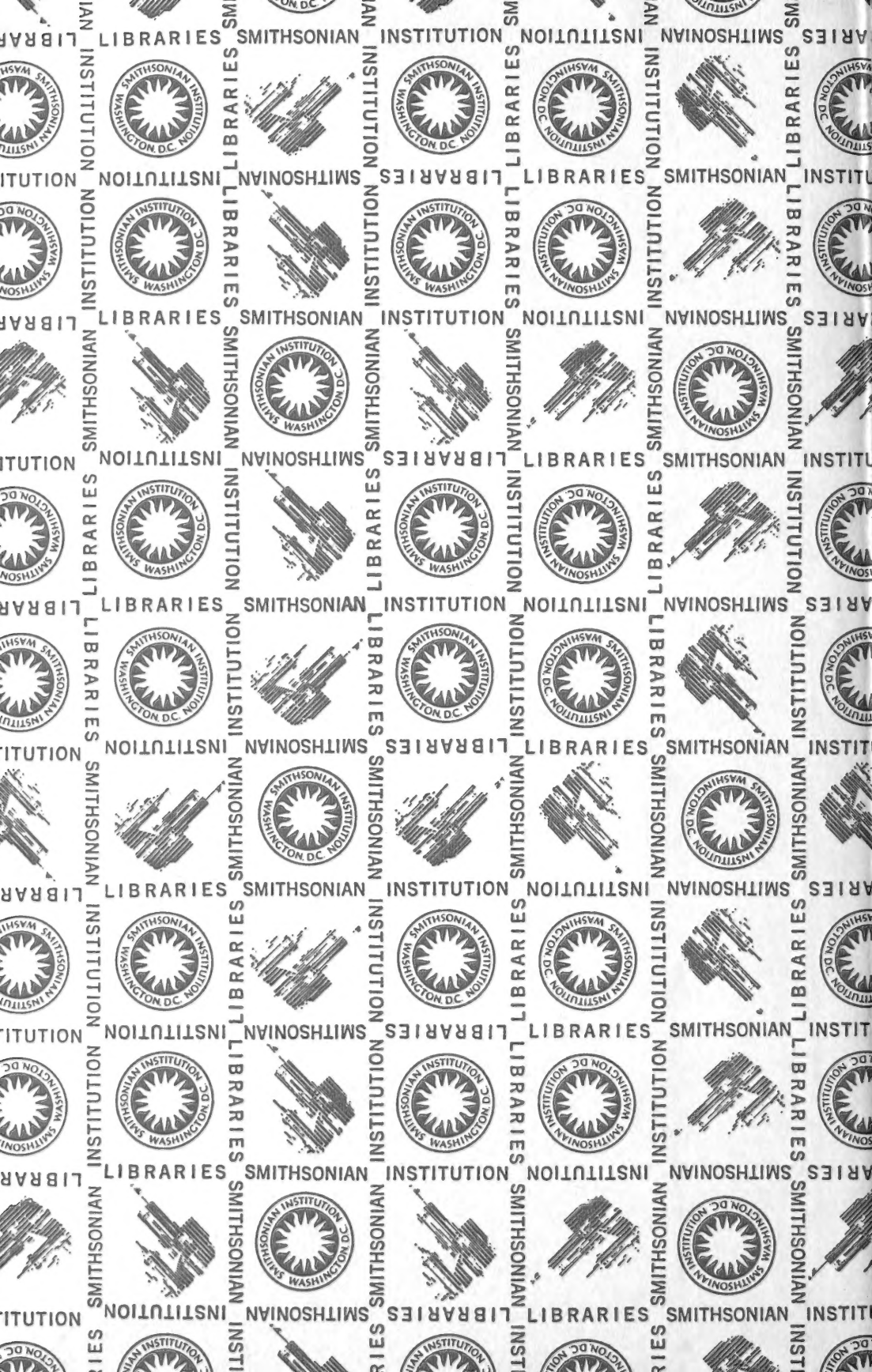
Nyomásra engedélyezve 1982. október 18-án
 Megjelent 1100 példányban 27,50 ív (A/5) ív terjedelemben, 72 ábrával
 Készült az MSZ 5601-59 és 5602-55 szabvány szerint

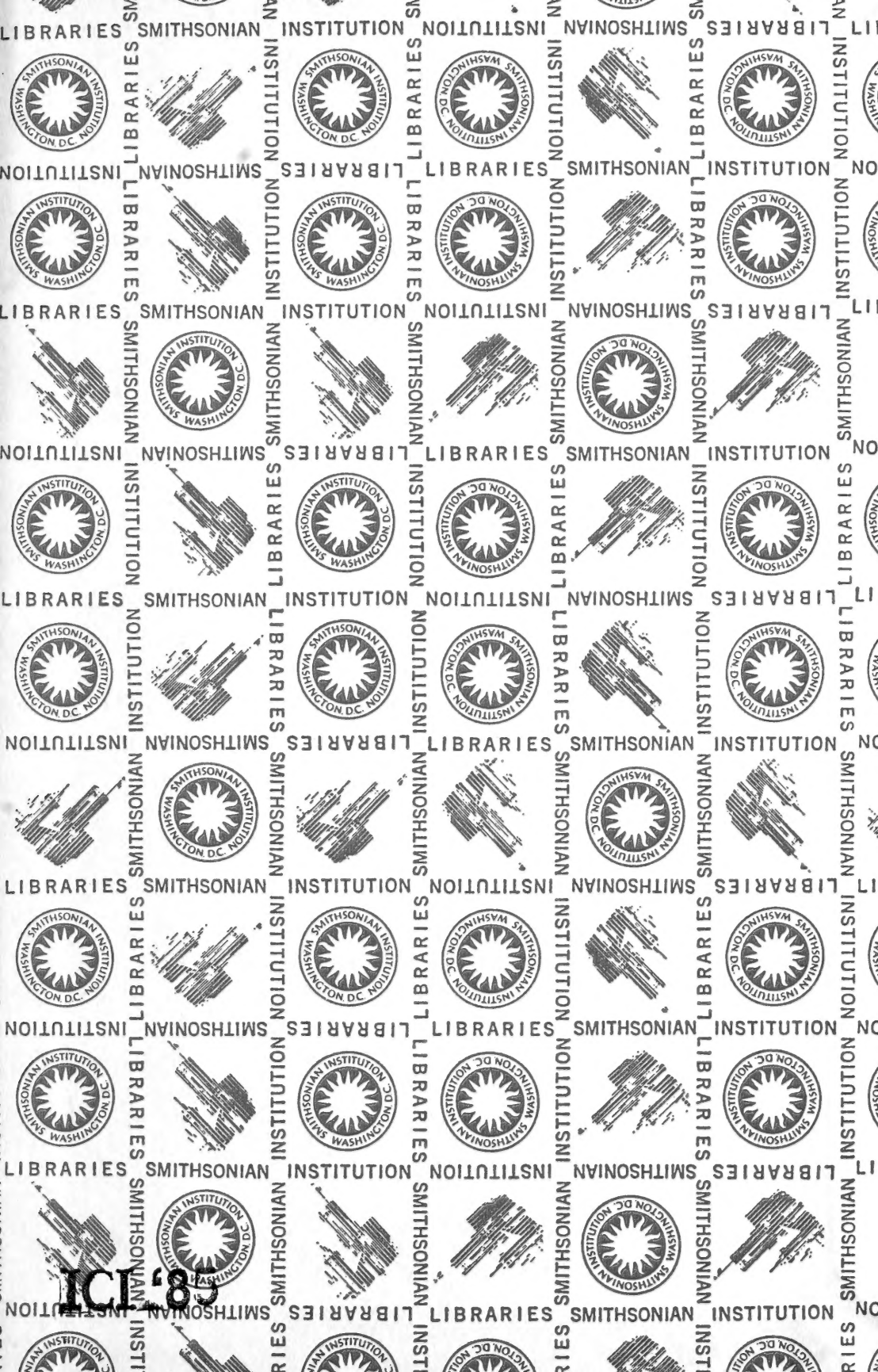
MG 3539-a-8200



82/1251 Franklin Nyomda, Budapest
 Felelős vezető Mátyás Miklós igazgató







ICL'85

SMITHSONIAN INSTITUTION LIBRARIES



3 9088 00979 3530